

**Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO EFLUENTE RESULTANTE DA  
EVAPORAÇÃO/DESTILAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO  
SANITÁRIO CANHANDUBA, ITAJAÍ/SC**

**Haical Sajovic Haddad**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)  
AGOSTO/2009**

**Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO EFLUENTE RESULTANTE DA  
EVAPORAÇÃO/DESTILAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO  
SANITÁRIO CANHANDUBA, ITAJAÍ/SC**

**Haical Sajovic Haddad**

**Trabalho apresentado à Universidade Federal de  
Santa Catarina para Conclusão do Curso de  
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**Orientadora  
Débora Machado de Oliveira, MSc.**

**Co-Orientador  
Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)  
AGOSTO/2009**

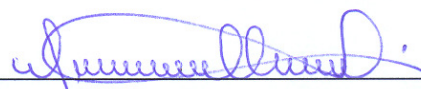
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO EFLUENTE RESULTANTE DA  
EVAPORAÇÃO/DESTILAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO  
CANHANDUBA, ITAJAÍ/SC**

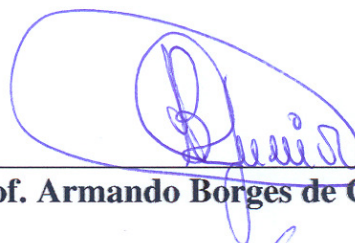
**HAICAL SAJOVIC HADDAD**

**Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos para  
Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

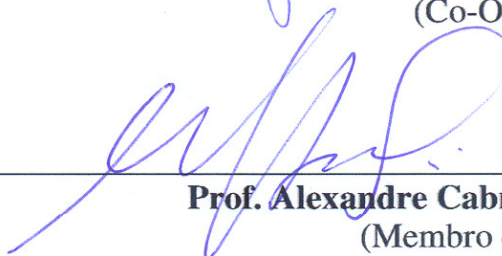
**BANCA EXAMINADORA:**



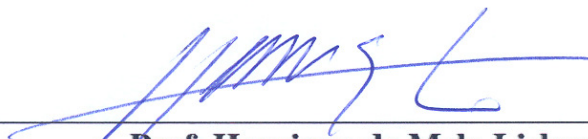
**Débora Machado de Oliveira, MSc.**  
(Orientadora)



**Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.**  
(Co-Orientador)



**Prof. Alexandre Cabral, Ph.D.**  
(Membro da Banca)



**Prof. Henrique de Melo Lisboa, Dr.**  
(Membro da Banca)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente à minha família, por todo o amor, educação e oportunidade que me proporcionaram durante a vida. Minha mãe Maria Izabel, meu pai Nazir, minha irmã Yasmine e meus irmãos Nazir e Samir.

À Débora Machado de Oliveira e ao Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., por toda a orientação, pela confiança depositada em mim, pela oportunidade que me proporcionaram durante este período e, acima de tudo, pela amizade.

Ao Prof. Alexandre Cabral, pelo verdadeiro incentivo, pelas diversas contribuições durante essa jornada e principalmente por sua amizade.

Aos Professores do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), por todas as contribuições técnicas, profissionais e pessoais. Especialmente aos professores Cesar Augusto Pompêo, Daniel José da Silva, Eloi Melo Filho, Henrique de Melo Lisboa e Masato Kobiyama.

Aos colegas do Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO), por toda a força durante o trabalho realizado: Andreas Petroll, Heloísa dos Santos, Iracema Maia, Luiz Gustavo Mandalho, Marcelo Curtarelli e Paulo Ecco.

Aos profissionais do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA).

À Ambiental Saneamento e Concessões Ltda., que aceitou a execução desta pesquisa em seu aterro sanitário. Em especial ao Eng. Everton Herzer.

Agradeço também a todos os meus queridos amigos de São Paulo, pelo apoio sincero durante os cinco anos de estudos na UFSC.

*A alegria está na luta, na tentativa, no sofrimento envolvido,  
não na vitória propriamente dita.*

**Mahatma Gandhi**

HADDAD, H. S. *Avaliação da qualidade do efluente resultante da evaporação/destilação do lixiviado do Aterro Sanitário Canhanduba, Itajaí/SC*. 2009. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

## RESUMO

Com o objetivo de avaliar a qualidade do efluente resultante da evaporação/destilação do lixiviado do Aterro Sanitário Canhanduba, Itajaí/SC, o presente trabalho implicou na realização de 21 ensaios de evaporação em escala de bancada, dividida em duas etapas. A primeira etapa consistiu em evaporar/destilar metade do volume inicial de lixiviado sob três diferentes temperaturas, visando avaliar a qualidade do concentrado e condensado resultantes do processo através da construção de um balanço de massa. A segunda etapa teve como objetivo avaliar a evolução da qualidade dos efluentes resultantes da evaporação/destilação com e sem ajuste de pH. Para isso, foram retiradas alíquotas do condensado durante o processo. Os resultados da primeira etapa indicaram que mais de 90% para DQO e ST, e mais de 80% para COT e  $\text{Cl}^-$  foram retidos no concentrado. Por outro lado, próximo de 96% para  $\text{N-NH}_3$  e 70% para  $\text{CaCO}_3$  foram carregados para o condensado. Os resultados da segunda etapa para DQO e  $\text{Cl}^-$  tiveram valores elevados nos concentrados com e sem ajuste de pH. No condensado, estes parâmetros variaram ao longo do processo. Os resultados de  $\text{N-NH}_3$  no concentrado e condensado sofreram grande influência do ajuste de pH. Para os concentrados sem ajuste de pH, os valores de  $\text{N-NH}_3$  foram desprezíveis devido ao arraste para os condensados nas duas primeiras alíquotas. Entretanto, nos ensaios realizados com ajuste de pH, a  $\text{N-NH}_3$  permaneceu no concentrado, sendo carregada uma pequena parcela na última alíquota recolhida. As concentrações de sólidos remanescentes (ST, SFT e SVT) aumentaram com o aumento do volume de lixiviado evaporado. Os resultados apresentados neste experimento indicam que a evaporação/destilação foi efetiva no que tange a remoção de DQO, COT,  $\text{Cl}^-$  e ST. Para obter uma boa eficiência na remoção de  $\text{N-NH}_3$ , verificou-se a necessidade de acidificar o lixiviado bruto antes do processo de evaporação, a fim de reter a  $\text{N-NH}_3$  no concentrado. Embora o ajuste de pH tenha sido efetivo para reter a  $\text{N-NH}_3$ , maiores investigações precisam ser realizadas para elucidar a viabilidade da evaporação/destilação como um tratamento.

**Palavras-chave:** aterro sanitário, tratamento de lixiviados, evaporação/destilação.

HADDAD, H. S. *Assessment of the quality of effluent resulting from the evaporation/distillation of leachate from the Canhanduba landfill, Itajaí/SC*. 2009. 66 p. Final year project (Sanitary and Environmental Engineering) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

## ABSTRACT

With the objective of determining the quality of effluent resulting from the evaporation/distillation of leachate from the Canhanduba landfill, Itajaí/SC, the present study involved performing 21 evaporation assays at the lab bench scale, divided in two stages. The first stage consisted of evaporating/distilling half of the initial volume of leachate at three different temperatures, in order to assess the quality of the concentrate and condensate resulting from the process through construction of a mass balance. The objective of the second stage was to assess the evolution of the quality of effluents resulting from the evaporation/distillation with and without pH adjustment. To this end, aliquots of the condensate were collected during the process. The results of the first stage indicated that more than 90% of COD and TS, and more than 80% of TOC and  $\text{Cl}^-$  were retained in the concentrate. On the other hand, close to 96% of  $\text{NH}_3\text{-N}$  and 70% of  $\text{CaCO}_3$  were transferred to the condensate. The results of the second stage for COD and  $\text{Cl}^-$  showed raised values in the concentrates with and without pH adjustment. In the condensate these parameters varied over the course of the process. The levels of  $\text{NH}_3\text{-N}$  in the concentrate and condensate were markedly influenced by pH adjustment. In the concentrates without pH adjustment, the values of  $\text{NH}_3\text{-N}$  for the first two aliquots of the condensates were insignificant due to drag. By contrast, in the assays carried out with pH adjustment,  $\text{NH}_3\text{-N}$  remained in the concentrate, with a small fraction being present in the last aliquot collected. The concentrations of retained solids (TS, TFS and TVS) rose with the increase in the volume of leachate evaporated. The results obtained in this work indicate that evaporation/distillation was effective with regard to the removal of COD, TOC,  $\text{Cl}^-$  and TS. In order to remove  $\text{NH}_3\text{-N}$  with high efficiency it was found to be necessary to acidify the raw leachate before the process of evaporation, to ensure retention of  $\text{NH}_3\text{-N}$  in the concentrate. While pH adjustment was effective in retaining  $\text{NH}_3\text{-N}$ , further studies are required to elucidate the viability of evaporation/distillation as a treatment.

**Key words:** landfill, treatment of leachates, evaporation/distillation.

## LISTA DE FIGURAS E TABELAS

Tabela 3-1. Composição dos lixiviados reportados da literatura.....	13
Figura 4-1. Fluxograma das etapas realizadas durante o trabalho.....	29
Figura 4-2. Representação esquemática do aparato experimental.....	35
Tabela 4-1. Procedimentos metodológicos para as análises.....	36
Tabela 5-1. Caracterização do lixiviado bruto durante o período experimental.....	38
Tabela 5-2. Comparação dos resultados obtidos para as diferentes temperaturas.....	40
Tabela 5-3. Balanço de massa para o condensado e concentrado do lixiviado.....	42
Figura 5-1. Variação de DQO [mgDQO.L <sup>-1</sup> ] presente no lixiviado condensado e concentrado em função do volume evaporado [%], com e sem acidificação prévia.....	46
Figura 5-2. Variação de N-NH <sub>3</sub> [mgN-NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> ] presente no lixiviado condensado e concentrado em função do volume evaporado [%], com e sem acidificação prévia.....	49
Figura 5-3. Variação de Cl <sup>-</sup> [mgCl <sup>-</sup> .L <sup>-1</sup> ] presente no lixiviado condensado e concentrado em função do volume evaporado [%], com e sem acidificação prévia.....	51
Tabela 5-4. Fração de sólidos remanescentes da evaporação dos lixiviados.....	54



## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AOV	Ácidos orgânicos voláteis
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de cálcio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Cl <sup>-</sup>	Cloretos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
COV	Compostos orgânicos voláteis
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
ENS	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
Evap./Cond.	Evaporação seguida por condensação
FC	Fator de concentração
H <sup>+</sup>	Íon hidrogênio
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Ácido sulfúrico
ha	Hectare
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
kPa	Quilo pascal
kWh	Quilo watt hora
LARESO	Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
<i>n</i>	Número de amostras/ensaios
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio amoniacal (íon amônio)
N-NH <sub>3</sub>	Nitrogênio amoniacal (amônia livre)
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PA	Pureza analítica
PAC	Policloreto de alumínio
pH	Potencial hidrogeniônico
ppm	Partes por milhão
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SFT	Sólidos fixos totais
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
SVT	Sólidos voláteis totais
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
°C	Graus Celsius
μS	Micro Siemens
σ	Desvio padrão
Σ	Somatória

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS DO TRABALHO .....</b>	<b>3</b>
2.1. OBJETIVO GERAL .....	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>4</b>
3.1. LIXIVIADOS .....	4
3.1.1. Formação dos lixiviados .....	4
3.1.2. Drenagem e coleta de lixiviados no aterro sanitário .....	6
3.1.3. Atenuação de lixiviados pela camada de base .....	8
3.1.4. Caracterização do lixiviado .....	9
3.2. TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS .....	15
3.2.1. Introdução aos processos de tratamento.....	15
3.2.2. Processos de tratamento biológicos.....	17
3.2.3. Processos de tratamento físico-químicos .....	20
3.3. EVAPORAÇÃO/DESTILAÇÃO FORÇADA DOS LIXIVIADOS .....	23
3.3.1. Estudos da evaporação/destilação realizados com lixiviados.....	24
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>28</b>
4.1. ENSAIOS.....	28
4.1.1. Qualidade do condensado e concentrado a um volume pré- definido.....	30
4.1.2. Evolução da qualidade do efluente com e sem ajuste de pH.....	31
4.2. ORIGEM DO LIXIVIADO .....	32
4.3. LOCAL DO ESTUDO.....	33
4.4. COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS .....	33
4.5. APARATO EXPERIMENTAL .....	34
4.6. MÉTODOS ANALÍTICOS .....	35
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>37</b>
5.1. CARACTERIZAÇÃO GERAL DO LIXIVIADO.....	37
5.2. TAXAS DE EVAPORAÇÃO/DESTILAÇÃO DO LIXIVIADO .....	39
5.3. QUALIDADE DO EFLUENTE A UM VOLUME PRÉ-DEFINIDO.....	41
5.4. ANÁLISE DAS ALÍQUOTAS DO CONDENSADO E CONCENTRADO .....	45
5.4.1. Evolução da qualidade da DQO.....	45
5.4.2. Evolução da qualidade da amônia (N-NH <sub>3</sub> ).....	48
5.4.3. Evolução da qualidade de Cl <sup>-</sup> .....	51
5.4.4. Série de sólidos.....	53
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>56</b>
6.1. CONCLUSÕES DO TRABALHO .....	56
6.2. RECOMENDAÇÕES .....	57
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>58</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>65</b>

## **CAPÍTULO 1**

### **INTRODUÇÃO**

Um dos grandes desafios da atualidade é a questão da geração, disposição e tratamento dos resíduos sólidos urbanos. Os processos de industrialização e urbanização contribuem de forma significativa para o aumento de sua produção. Tchobanoglous, Theisen e Eliassen (1977) lembram que problemas com a disposição final dos resíduos datam desde as primeiras tribos, vilas e comunidades, onde seu acúmulo tornou-se uma consequência da vida. O tratamento adequado dos resíduos sólidos e de seus subprodutos passou a ser considerado apenas no século dezenove quando a medida de controle da saúde pública se tornou vital para os governos oficiais. Neste sentido, Porto et al. (1998) afirmam que o estado das técnicas de tratamento e disposição de resíduos existentes num país ou região, interagem com características sociais, políticas e econômicas que definem os modelos de regulação e práticas institucionais.

No que diz respeito à disposição final e tratamento dos resíduos sólidos, Ferreira (1999) descreve que além de ser a técnica mais utilizada no mundo para a disposição de resíduos urbanos, o aterro sanitário é um elemento final obrigatório em um sistema integrado de gerenciamento de resíduos sólidos. Mesmo em países onde se pratica a redução, a reutilização, o tratamento em usinas de reciclagem, a transformação térmica e a compostagem, o resíduo restante deve ser eliminado em aterros sanitários. Esta forma de eliminação dos resíduos é largamente utilizada em virtude de sua simplicidade de execução, seu baixo custo e capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos, quando comparada às demais formas de tratamento e disposição legais. Por outro lado, a necessidade de grandes áreas próximas aos centros urbanos, grandes quantidades de material para proteção da área aterrada, além dos riscos de contaminação do solo, dos recursos hídricos e do ar, fazem com que os aterros devam ser muito bem controlados. O aterro sanitário prevê ainda um tratamento adequado aos subprodutos gerados, como o tratamento e a recuperação do biogás; assim como a coleta e o tratamento do lixiviado que é produzido pela decomposição das substâncias contidas nos resíduos sólidos somados às águas externas.

As águas de infiltração que percolam através dos resíduos aterrados, extraem grande parte dos contaminantes contidos na fase sólida e formam o lixiviado de aterro sanitário, que contém uma grande variedade de compostos, explica Gee (1981). Em sua composição estão presentes

altas concentrações de produtos orgânicos e inorgânicos, metais pesados, substâncias recalcitrantes e contaminantes microbiológicos com alto potencial nocivo conforme El-Fadel, Findikakis e Leckie (1997). O desafio de estabelecer um tratamento efetivo para os lixiviados de aterros sanitários inclui a realização de trabalhos técnico-científicos de pesquisa aplicada.

Diversos tipos de tratamento têm sido propostos ao longo dos anos, dos mais simples aos mais sofisticados, os quais baseiam em processos físicos, químicos, biológicos ou a combinação de dois ou mais destes processos. No entanto, devido à complexidade dos lixiviados, a eficiência destes processos na remoção dos poluentes apresenta dificuldade em atender os padrões de lançamento em corpos receptores. Neste cenário, ganham a importância estudos de novas tecnologias para o tratamento de lixiviado. Birchler et al. (1994) afirmaram que o tratamento por evaporação pode produzir um condensado com melhor qualidade e de mais fácil disposição que os efluentes provenientes de tratamentos convencionais, além de o concentrado residual conter uma fração menor em volume que lixiviado bruto.

Após várias experiências, Eisner, Leonhard e Wilderer (1996) concluíram que a tecnologia de evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado é mais eficiente quando comparada a outros métodos de tratamento. Com relação às elevadas cargas de amônia e ácidos orgânicos carregados para os destilados, indicaram o ajuste de pH do lixiviado em duas fases como mecanismo de controle eficiente. Porém, concordaram que até aquele momento a destilação em duas fases ainda não havia sido bem aceita, devido ao maior custo de investimento e requerimento de energia em relação à destilação em uma fase. Apesar disso, poucas publicações sobre evaporação/destilação de lixiviados foram reportadas até o presente.

Silva e Segato (2002) destacam a importância de avançar nas pesquisas sobre a viabilidade econômica da utilização do biogás gerado no próprio aterro como fonte de energia para a evaporação dos lixiviados. Neste sentido, pesquisas estão sendo desenvolvidas no Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO), sob a coordenação de Armando Borges de Castilhos Junior, da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), visando aprofundar o entendimento desta tecnologia de evaporação aplicada ao tratamento dos lixiviados. Dentro desta temática, o presente trabalho teve como objetivo principal avaliar a qualidade do efluente resultante da evaporação/destilação, em escala laboratorial, do lixiviado proveniente do Aterro Sanitário Canhanduba, Itajaí/SC.

## **CAPÍTULO 2**

### **OBJETIVOS DO TRABALHO**

#### **2.1. OBJETIVO GERAL**

O presente trabalho tem como objetivo principal avaliar a qualidade do efluente resultante (condensado e concentrado) da evaporação/destilação do lixiviado do Aterro Sanitário Canhanduba, Itajaí/SC.

#### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar a qualidade do efluente resultante do processo de evaporação/destilação do lixiviado a um volume pré-definido.
- Avaliar a evolução da qualidade do efluente resultante da evaporação/destilação do lixiviado em função do volume evaporado, com e sem ajuste prévio de pH no lixiviado bruto.

## **CAPÍTULO 3**

### **FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1. LIXIVIADOS**

A poluição advinda da disposição de resíduos sólidos urbanos em aterros é crescente, e uma das contribuições mais importantes é devido aos lixiviados. Dessa forma, o tratamento destes líquidos assume uma grande importância ambiental para o meio (SILVA e SEGATO, 2002). A produção destes líquidos deve, portanto, ser atenuado, monitorado, coletado e devidamente tratado antes de ser lançado em corpos de água, afirmam Qasim e Chiang (1994), Reinhart (1993) e Salem et al. (2008).

Existem vários métodos, tanto simplificados quanto complexos, que satisfazem parcialmente a necessidade de estimar a produção dos lixiviados ao longo do tempo. A estimativa de produção dos lixiviados ao longo da vida de um aterro sanitário, assim como o tempo que levam para serem formados e escoados, são todos dados valiosos para minimizar o impacto destes ao meio ambiente (LEDESMA et al., 2000).

##### ***3.1.1. Formação dos lixiviados***

A formação do lixiviado é resultado da remoção de compostos solúveis através da percolação não uniforme e intermitente da água pela massa de resíduos. Estes compostos solúveis são encontrados nos resíduos dispostos, ou formados por processos químicos e biológicos de degradação, explicam El-Fadel, Findikakis e Leckie (1997). O processo de lixiviação em aterros sanitários, segundo Tchobanoglous, Thiesen e Vigil (1993), é a quantidade de água que excede a capacidade de retenção da umidade do material alterado representado pelos resíduos sólidos. Fatores como a precipitação, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração e temperatura, afetam diretamente a capacidade de quantificar os lixiviados (CASTILHOS JUNIOR, 1991). A geração de lixiviados geralmente ocorre pelo escoamento superficial e pela infiltração das águas de precipitações. Rademaker e Young (1980) afirmam que o escoamento superficial é geralmente caracterizado por altas taxas de fluxo e por curtos períodos de contato, geralmente horas, e é o principal método de movimento físico dos sólidos suspensos. A infiltração por sua vez, é caracterizada por baixas taxas de fluxo, por um período de contato bem maior e ocorre principalmente em solução, completam os autores.

Na maioria dos casos, a precipitação será a principal fonte de umidade que contribui para a geração de lixiviados. Lu, Eichenberg e Stearns (1985) comentam que as águas das chuvas são geralmente usadas para representar a quantidade total de água que atinge a superfície durante certo período de tempo para um local. Esta quantidade de chuva pode ser resultado de uma única tempestade ou de tempestades múltiplas. Numerosas reações químicas e biológicas ocorrem enquanto a água infiltra e percola dentro da massa de resíduos. Como resultado, os compostos orgânicos e inorgânicos são carregados dos resíduos (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). Dessa maneira, os materiais presentes na massa de resíduos, podem ser arrastados ou diluídos reportam Segato e Silva (2000). A estabilização dos resíduos, como um resultado dos processos físicos, químicos e biológicos, influencia diretamente na qualidade do lixiviado. Portanto, solubilidade, presença de macronutrientes e micronutrientes, movimentação da água, assim como a presença ou abstinência de compostos tóxicos ou inibitórios, são fatores relevantes em sua formação e qualidade (QASIM e CHIANG, 1994).

Embora a qualidade dos lixiviados seja diferente de um aterro para outro, muitos fatores que afetam sua composição são comuns. Qian, Koerner e Gray (2002) citam algumas delas: (i) a composição e condição dos resíduos; (ii) profundidade dos resíduos aterrados; (iii) condições hidrogeológicas do local; (iv) técnicas operacionais do aterro como a compactação, método de disposição e volume de resíduos aterrados; (v) idade do aterro; e (vi) condição final da cobertura de recobrimento.

O processo básico da decomposição dos resíduos sólidos afeta a qualidade do lixiviado. Castilhos Junior et al. (2003); Christensen, Cossu e Stegmann (1989) e Qian, Koerner e Gray (2002) reportam que o processo da decomposição ocorre em três estágios principais:

*Estágio I:* Uma rápida decomposição aeróbica ocorre imediatamente após o aterro dos resíduos. Esta fase é breve devido ao acesso limitado do oxigênio e a grande demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelos resíduos. Neste período, microorganismos aeróbicos degradam a matéria orgânica em dióxido de carbono, água e calor. O lixiviado típico produzido neste primeiro estágio contém alto teor de sais dissolvidos, materiais particulados e uma pequena quantidade de matéria orgânica dissolvida (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). Assim que a disponibilidade por oxigênio acaba, a decomposição facultativa causada por microorganismos anaeróbicos predomina.

*Estágio II:* Durante esta fase de decomposição, acetogênica ou fermentação ácida, os microorganismos anaeróbicos e facultativos, convertem matéria orgânica, via hidrólise, em compostos dissolvidos, tais como ácido acético e nitrogênio amoniacal. A mistura de ácidos nesta fase reduz o pH do lixiviado a valores baixos, favorecendo a solubilização de materiais inorgânicos presentes no resíduo, por exemplo, metais pesados. A alta concentração de ácidos voláteis contribui também para o aumento da demanda química de oxigênio (DQO). O resultado do lixiviado quimicamente agressivo é o aumento de sua condutividade específica.

*Estágio III:* Assim que a degradação avança, bactérias metanogênicas estritamente anaeróbicas consomem a matéria orgânica formada na fase anterior. Convertem os ácidos voláteis em metano e dióxido de carbono. Com isso, o pH do lixiviado se torna neutro ou levemente básico. Conseqüentemente o lixiviado se torna menos agressivo, e a DBO se torna relativamente menor conforme a matéria orgânica é consumida.

Bidoni e Povinelli (1999) e Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) apresentam o processo de decomposição dos resíduos dividido em cinco estágios. Os autores acrescentam um estágio de transição entre o primeiro e o segundo estágio acima expostos. Também assumem um último estágio, de maturação final, quando toda matéria orgânica biodegradável prontamente disponível for consumida. Durante esta fase os gases gerados decrescem com o tempo.

### ***3.1.2. Drenagem e coleta de lixiviados no aterro sanitário***

A drenagem superficial é destinada para desviar as águas pluviais e reduzir a carga de lixiviados no aterro. Estes drenos devem ser projetados de conformidade com a topografia local, de modo a evitar qualquer dano ao meio e ao andamento dos serviços (LIMA, 1995).

O sistema de revestimento na base do aterro age como uma barreira contra o transporte de solutos de lixiviados por difusão e advecção hidráulica (QIAN, KOERNER e GRAY, 2002). Assim, previne a contaminação do solo e da água subterrânea de áreas circundantes. O sistema de revestimento consiste em múltiplas barreiras e um sistema de drenagem. O controle é alcançado através do revestimento do solo com uma camada protetora de argila compactada somada a algum material sintético, como a geomembrana de polietileno de alta densidade em conjunto de geotêxteis, que garantem os esforços físicos sobre o solo.



Bons sistemas de drenagem e coleta de lixiviados presentes no aterro sanitário são componentes essenciais para o funcionamento adequado do sistema. O propósito destes sistemas é direcionar os lixiviados a um sistema de tratamento ou alguma alternativa de disposição, assim como reduzir o acúmulo de lixiviado sobre o revestimento de base (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995; KOERNER e SOONG, 2000).

McIsaac et al. (2000) construíram dezoito experimentos para avaliar a *performance* de diferentes sistemas de drenagem de lixiviados presentes em aterro sanitário. O objetivo da pesquisa foi desvendar os fatores que governam a taxa de obstrução nos drenos, assim como a perda de eficiência do sistema de drenagem dos lixiviados. Para isso, o sistema foi monitorado por 6 anos, onde as camadas de fundo das células foram dispostas em várias conformações entre geotêxteis e filtros granulares. A disposição de uma manta geotêxtil entre a camada de pedregulhos insaturados mostrou-se a melhor opção para inibir a presença de obstrução por sólidos. A presença de geotêxtil entre os pedregulhos também apresentou uma queda no total de partículas finas e de areias nos lixiviados. A proteção contra a obstrução das substâncias sólidas pelo filtro de geotêxtil tramado foi inferior quando comparado com o filtro de geotêxtil liso.

Junqueira, Silva e Palmeira (2006) conduziram quatro experimentos em células de resíduos domésticos para investigar a *performance* do sistema de drenagem dos lixiviados por 5 anos. Os revestimentos de base estudados foram: (i) areia; (ii) cascalho; (iii) geocompostos; e (iv) uma combinação de geotêxtil e tiras de pneu. O volume e a variação das características físico-químicas do lixiviado foram monitoradas durante o experimento. A célula revestida por areia foi a que reteve por mais tempo o lixiviado, assim como teve os menores valores de DQO e os maiores valores de pH durante o monitoramento. Isto sugere que o atraso da drenagem dos lixiviados e a atenuação pela disposição de areia, tenham influenciado no processo de degradação da matéria orgânica. Os valores de sólidos totais e suspensos presentes no lixiviado foram mais altos no revestimento de cascalho, como resultado do desprendimento de pó dos cascalhos levado pelo lixiviado com o tempo. Neste senso, a combinação de geotêxtil com tiras de pneu e geocompostos foram os revestimentos com maior capacidade de filtrar parte dos sólidos presentes no lixiviado, embora os resultados obtidos no final do monitoramento sugeriram um comportamento similar nas quatro células.

### ***3.1.3. Atenuação de lixiviados pela camada de base***

A maior preocupação ambiental devido ao aterramento dos resíduos é a poluição da água subterrânea (CHRISTENSEN, COSSU e STEGMANN, 1989). Portanto, a atenuação dos lixiviados pela camada de base é uma importante maneira de se evitar a formação de plumas de contaminação e consequentemente ações remediadoras.

Como descrito por McBean, Rovers e Farquhar (1995) e Qasim e Chiang (1994), atenuação é um processo físico, químico e/ou biológico, que causa um decaimento transitório ou permanente na concentração de contaminantes dos resíduos aterrados durante um determinado tempo ou distância percorrida. O conhecimento nos processos envolvidos na atenuação natural dos solos, através das condições de permeabilidade natural e do solo compactado, diante do escoamento do lixiviado, permite definir potencialmente sua capacidade de confinar e atenuar eventuais impactos sobre o solo.

Diferentes materiais vêm sendo utilizados como componente de revestimento de base para aterros sanitários; dos naturais aos sintéticos. Pivato e Raga (2006) investigaram em escala de laboratório a influência da bentonita (argila) disposta como material de base para aterro sanitário. O enfoque do trabalho foi avaliar a capacidade de adsorção da bentonita à passagem de amônia presente nos lixiviados. Dois experimentos foram conduzidos. O primeiro teste foi aplicado na bentonita em forma de pó, previamente seca e pulverizada. Na sequência, foram misturadas para diferentes concentrações de lixiviado. Em seguida, as amostras foram agitadas por 24 horas. Para o segundo teste, utilizou bentonita compactada com a finalidade de reproduzir as condições reais que ocorrem na base do aterro. Dois discos de plástico foram dispostos para colocar o solo compactado em contato com a solução contaminante, e assim permitir a difusão entre as duas faces. Subsequentemente, a amostra foi agitada com um misturador orbital por um período determinado (15 e 20 dias). Os resultados obtidos nos dois experimentos mostraram que a adsorção da amônia e NTK na bentonita em valores de coeficiente de distribuição ficaram entre 4,9-6,6 L.kg<sup>-1</sup>, e 5,3-6,6 L.kg<sup>-1</sup> respectivamente. Isto confirma que a adsorção de amônia em bentonita é mais alta que a média de outros materiais utilizados como revestimento de base em aterros sanitários. O conhecimento do processo de atenuação da amônia na base dos aterros é de suma importância para aplicar um modelo de análise de risco, para avaliar a falha dos componentes de revestimento do fundo.

Kjeldsen e Christensen (1984) estudaram a migração do lixiviado em laboratório, dentro de colunas com solo saturado de lixiviado na fase ácida. Os resultados mostraram que amônia, sódio e boro foram atenuados por adsorção, e matéria orgânica por combinação de adsorção e degradação. Sólidos dissolvidos, condutividade, potássio, cálcio, magnésio, ferro e manganês, além de adsorção, foram sujeitos a um processo de dissolução-precipitação. Com algumas poucas exceções, cloro, sólidos dissolvidos, condutividade, matéria orgânica e sódio foram os constituintes do lixiviado que exibiram migração com velocidades entre 80-100% do fluxo total da água.

Calças, Hamada e Giacheti (2001) investigaram os processos envolvidos na migração dos lixiviados em solos arenosos, assim como a qualidade nas primeiras camadas do subsolo sob condições naturais. Ensaio foram realizados em colunas de percolação, em solos com coeficiente de permeabilidade inferiores a  $10^{-4}$  cm.s<sup>-1</sup>, após serem compactados. Os resultados mostram-se bastante satisfatórios quanto a qualidade do lixiviado coletado após a percolação, destacando-se a elevada remoção de DQO.

Baun et al. (2003) relataram que os compostos orgânicos xenobióticos presentes em plumas de lixiviados do aterro sanitário de Vejen, na Dinamarca, foram naturalmente atenuados por degradação. Os processos analíticos foram realizados após 10 anos do primeiro estudo na mesma área. Do total de 30 compostos orgânicos xenobióticos identificados na água subterrânea, apenas benzeno e o herbicida MCPP não mostraram uma degradação evidente na parte anaeróbica da pluma.

#### ***3.1.4. Caracterização do lixiviado***

A variação na qualidade dos lixiviados produzidos é geralmente atribuída a uma complexa interação de fatores como a composição e a profundidade dos resíduos dispostos, a idade do aterro, a sequência de disposição, umidade e temperatura (PALMISANO e BARLAZ, 1996). Qasim e Chiang (1994) acrescentam ainda os aspectos construtivos e operacionais do aterro, e a interação do lixiviado com o ambiente. O lixiviado, como um composto químico, leva consigo os constituintes da massa de resíduos sólidos enquanto flui. Portanto não há um lixiviado típico, e cada massa de resíduo específico precisa ser considerada quanto a este respeito (KOERNER e SOONG, 2000).

Os poluentes mais comuns encontrados no lixiviado podem ser divididos em quatro grandes grupos. Kjeldsen et al. (2002) detalham estes grupos em: (i) matéria orgânica dissolvida, quantificada como DQO ou COT, ácidos voláteis e compostos refratários como ácidos húmicos e fúlvicos; (ii) componentes inorgânicos tais como o  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^+$ ,  $\text{Mn}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{--}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NH}_3$  entre outros mais; (iii) metais como o  $\text{Cd}^{++}$ ,  $\text{Cr}^{+++}$ ,  $\text{Cu}^{++}$ ,  $\text{Pb}^{++}$ ,  $\text{Ni}^{++}$ ,  $\text{Hg}^{++}$ , e  $\text{Zn}^{++}$ , dentre outros; e (iv) compostos orgânicos xenobióticos, que são os compostos orgânicos não biodegradáveis originários de resíduos domésticos e industriais; estão presentes em concentrações relativamente baixas; dentre os principais destacam-se hidrocarbonetos aromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos), fenóis, compostos alifáticos clorados (tricloroetileno, tetracloroetileno), aromáticos clorados e pesticidas.

Geralmente, os parâmetros utilizados para descrever a contaminação no lixiviado são os seguintes: (i) demanda química de oxigênio; (ii) nitrogênio amoniacal; (iii) sólidos dissolvidos; (iv) sólidos suspensos; (v) compostos orgânicos xenobióticos; (vi) metais pesados; e (vii) sais (CHRISTENSEN et al., 2001). Os contaminantes presentes no lixiviado incluindo os compostos orgânicos, os compostos não biodegradáveis com alto peso molecular, sólidos em suspensão, metais, sais solúveis, e compostos voláteis mostram uma grande variação em suas concentrações (MARKS, LUTHY e DIWEKAR, 1994).

Comumente o lixiviado é classificado de acordo com a idade do aterro e a verificação da razão DBO/DQO, chamada razão de biodegradabilidade, sofre um decréscimo com o aumento da idade do aterro. O baixo valor desta relação indica que o lixiviado possui pouca biodegradabilidade, sugerindo que a parte biodegradável dos resíduos já tenha sido digerida, e assim, a idade do aterro em questão é avançada.

Ziyang et al. (2009) analisaram a variação da DQO e de contaminantes nos lixiviados com idades diferentes, dispostos no aterro sanitário de Xangai, que está em operação desde 1991. Para as análises, o lixiviado foi coletado diretamente das células selecionadas. As concentrações dos contaminantes químicos nos lixiviados de diferentes células diminuíram com o tempo de disposição. A relação COT/DQO diminuiu com o tempo de disposição, de 0,4-0,54 para 0,1-0,39. Isto indicou que a contribuição de DQO das substâncias inorgânicas redutoras aumentou com tempo no lixiviado.

Os lixiviados jovens são grandes poluidores. A partir desse momento, as concentrações das substâncias presentes no lixiviado diminuem continuamente com o tempo, isto ocorre como uma regra geral. Mas em alguns casos, como os metais que apresentam reações de oxido-redução, pode ocorrer de suas concentrações iniciais serem menores (GIRALDO, 2001).

Giordano (2003), após seus estudos, disse que a existência de baixa fração de material biodegradável no lixiviado indica que grande parte dos resíduos já foi digerida, podendo ser considerado como um aterro velho. Se o pH estiver próximo de 6, indica que o lixiviado é novo; por outro lado, se estiver próximo de 8, é considerado um lixiviado mais antigo.

Lo (1996) desenvolveu uma base de dados com as características dos lixiviados produzidos em aterros sanitários de Hong Kong. Para isso, uma extensiva análise química foi realizada em dez aterros para identificar as variações em suas composições. Em Hong Kong, a condição metanogênica é estabelecida rapidamente; é possível que ocorra devido ao clima quente e a grande quantidade de matéria orgânica de fácil degradação. Quando comparado com aterros de países desenvolvidos, concentrações de  $\text{N-NH}_3$  encontradas no presente trabalho foram elevadas; valores acima de  $3.000 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $2.000 \text{ mg.L}^{-1}$  foram comumente encontrados nos aterros jovens e velhos, respectivamente. Concentrações altas de amônia são normalmente encontradas após a fermentação e hidrólise da fração protéica dos substratos biodegradáveis.

As substâncias húmicas são caracterizadas pela heterogeneidade em termos de composição, função química e massa molecular. Essas substâncias podem ser derivadas de qualquer tipo de material orgânico, e estão naturalmente misturadas com os compostos orgânicos por toda a natureza. Kang, Shin e Park (2002) caracterizaram as substâncias húmicas presentes no lixiviado e suas implicações ao meio. Os lixiviados foram coletados de três aterros com idades diferentes. Os resultados mostram que as substâncias húmicas apresentavam moléculas com tamanho menor e aroma menos pronunciado quando comparado com uma referência, o ácido húmico comercial. Estas diferenças sugerem que as substâncias húmicas afetam a solubilidade e o comportamento migratório de alguns poluentes presentes, devido ao baixo grau de humificação. Outro dado levantado foi que o tamanho molecular e os componentes aromáticos das substâncias húmicas aumentaram com o aumento da idade do aterro, sugerindo que o grau de humificação aumenta igualmente com a idade do aterro.

Öman e Junestedt (2008) detectaram 400 parâmetros e compostos presentes no lixiviado de aterros sanitários na Suécia. Neste estudo, noventa compostos orgânicos e metal-orgânicos foram identificados, bem como cinquenta elementos inorgânicos. Muito destes compostos são perigosos para a saúde humana e ao meio ambiente. Cinquenta e cinco dos compostos orgânicos e metal-orgânicos foram reportados pela primeira vez. Entre eles estão presentes um composto alifático halogenado, um alquilfenol, dois etoxilados, quinze hidrocarbonetos poliaromáticos, um benzeno clorado, dois fenóis clorados, um ester ftálico, sete PCBs, oito retardantes de fogo a base de brometo, sete dioxinas e furanos clorados, quatro pesticidas, cinco estanhos orgânicos e um mercúrio orgânico. Os autores enfatizam que a presença de um grande número de compostos tóxicos presentes nos lixiviados têm um impacto significativo nos aterros sanitários, e merecem ser avaliados no desenvolvimento de um método de tratamento coerente para os líquidos percolados.

Kjeldsen e Christophersen (2001) avaliaram a composição típica dos lixiviados presentes nos aterros sanitários antigos da Dinamarca. Em média, as concentrações dos lixiviados estavam abaixo dos observados na composição de outros estudos em aterros sanitários mais jovens. A relação DBO/DQO caiu para um valor constante e relativamente baixo após os dez primeiros anos. A concentração de cloreto foi correlacionada com a espessura da camada dos resíduos aterrados. São esperados grandes concentrações de cloretos nos lixiviados em aterros profundos, devido a baixa representatividade da relação L/S (líquido/sólido). Isto é provável apenas para poluentes conservativos, como os cloretos.

A Tabela 3-1 apresenta a composição dos lixiviados de diferentes locais reportados pela literatura. As características destes líquidos percolados estão representadas pelos parâmetros básicos pH, DQO, DBO, relação DBO/DQO, COT, N-NH<sub>3</sub>, NTK, Cl<sup>-</sup>, ST e SS. Os dados mostram que a idade do aterro sanitário e, portanto, o grau de estabilização dos resíduos tem um efeito significativo na qualidade dos lixiviados, apresentando grande variação na composição em função do tempo. Como regra geral, pode-se dizer que a grande maioria dos parâmetros de qualidades usualmente utilizados para quantificar o grau de contaminação dos lixiviados, em termos de concentração, decai com o tempo de vida do aterro, exceto pH.

**Tabela 3-1**

Composição dos lixiviados reportados da literatura.

Local	Idade	pH	DQO	DBO	DBO/DQO	COT	N-NH <sub>3</sub>	TKN	Cloretos	ST	SS	Referência
		-	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	
China	novo	6-9	3.780-28.100	1.040-11.300	0,3-0,7	-	1.040-3.560	-	-	-	850-5.840	[1]
China (H.Kong)	novo	7-8,3	17.000	7.300	0,43	-	3.000	3.200	12.000	-	>5.000	[2]
Coreia do Sul	novo	7,3	24.400	10.800	0,44	-	1.682	1.766	3.160	-	2.400	[3]
Coreia do Sul	novo	6,6	41.507	32.790	0,79	-	1.896	2.482	-	32.685	1.873	[4]
França	novo	7,2	920	506	0,55	-	118	-	3.300	-	137	[5]
Grécia	novo	6,2	70.900	26.800	0,38	-	3.100	3.400	3.270	55.000	950	[6]
Turquia	novo	7,3-7,8	16.200-20.000	10.750-11.000	0,55-0,66	5.100-6.000	1.120-2.500	1.350-2.650	-	-	-	[7]
China	médio	6,9-7,65	15.300-17.600	6.400-7.200	0,41	4.750-4.930	350-390	-	1.750-1.870	-	418-457	[8]
Coreia do Sul	médio	7,9	5.348	2.684	0,5	-	1.826	2.192	-	13.095	143	[4]
França	médio	8,2	4.100	200	0,05	1.430	1.040	-	5.420	-	200	[9]
Itália	médio	8,38	5.050	1.270	0,25	-	1.330	1.670	3.130	-	-	[10]
Taiwan	médio	8,1	6.500	500	0,08	4.000	5.500	-	6.000	-	-	[11]
Turquia	médio	8,2	12.860	5.270	0,41	-	2.240	2.580	3.100	-	345	[12]
Brasil	velho	8	3.079	1.244	0,4	1.052	1.248	-	2.353	8.071	-	[13]
Brasil	velho	8,2	3.460	150	0,04	820	800	-	4.130	-	-	[14]
Dinamarca	velho	6,9	624	90	0,12	174	363	-	353	-	-	[15]
Finlândia	velho	7,7	228	27	0,012	-	101	-	-	2.109	46	[16]
França	velho	8,1	314	13	0,04	-	118	-	916	-	16	[5]
Suécia	velho	7,6	688	25	0,037	220	260	300	1.471	-	196	[17]
Suécia	velho	7,4	920	59	0,064	320	530	-	850	4.100	-	[18]

**COT**- Carbono Orgânico Total; **DQO**- Demanda Bioquímica de Oxigênio; **DBO**- Demanda Biológica de Oxigênio; **pH**- Potencial Hidrogeniônico; **ST**- Sólidos Totais; **SS**- Sólidos Suspensos; **NTK**- Nitrogênio Total Kjeldahl; **N-NH<sub>3</sub>**- Nitrogênio Amonical

[1] Yang e Zhou (2008); [2] Lo (1996); [3] Im et al. (2001); [4] Kang, Shin e Park (2002); [5] Giust, Visintin e Del Piccolo (2007); [6] Tatsi et al. (2003); [7] Timur e Özturk (1999); [8] Chen, Sun e Chung (2008); [9] Amokrane, Comel e Veron (1997); [10] Frascari et al. (2004); [11] Wu et al. (2004); [12] Ilhan et al. (2008); [13] Máximo (2007); [14] Silva, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2004); [15] Kjeldsen e Christophersen (2001); [16] Ettala (1998); [17] Öman e Junestedt (2008); [18] Waara et al. (2003);

Os valores apresentados na Tabela 3-1 em relação a concentração de DQO mostram grande distinção entre os lixiviados novos e os estabilizados. Foram mensuradas concentrações entre 70.900 mgDQO.L<sup>-1</sup> de uma amostra obtida por Tatsi et al. (2003) proveniente de um aterro novo ao norte da Grécia, e 228 mgDQO.L<sup>-1</sup> de um lixiviado velho analisado por Ettala (1998) de um aterro na Finlândia. Os valores de DBO analisados nos mesmos estudos são significativamente inferiores. Para o lixiviado novo da Grécia, o valor é 26.800 mgDBO.L<sup>-1</sup>, e de 27 mgDBO.L<sup>-1</sup> para o lixiviado antigo da Finlândia. Pode-se observar claramente pela mesma Tabela 3-1 que a razão DBO/DQO decresce com o tempo de aterro. O Valor de 0,79 para a razão DBO/DQO foi encontrado na Coreia do Sul para um lixiviado bastante novo por Kang, Shin e Park (2002); e 0,037 na Suécia, em aterros antigos por Öman e Junestedt (2008). Razões baixas indicam que boa parte da matéria biodegradável já foi estabilizada, sendo que as moléculas orgânicas recalcitrantes, de difícil degradação, são estabilizadas com maior lentidão. Consequentemente, lixiviados provenientes de aterros sanitários velhos apresentam baixos valores da razão DBO/DQO.

Embora os lixiviados maduros apresentem baixas concentrações de matéria orgânica biodegradável, eles contêm altas concentrações em termos de N-NH<sub>3</sub>. Valores representativos de 530 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e 800 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> foram identificados por Waara et al. (2003) e Silva, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2004), respectivamente, para lixiviados já em estado avançado de degradação (Tabela 3-1). Vale notificar que grande parte de NTK é representada por N-NH<sub>3</sub>. Valores entre 80-95% do total de NTK é formado por N-NH<sub>3</sub>.

Com algumas poucas exceções, os valores de pH nos lixiviados aferidos estão na faixa entre 6,2-8,3 (Tabela 3-1). O valor de pH tende a subir assim que os ácidos voláteis são convertidos pela atividade biológica em metano e dióxido de carbono, comentam Christensen, Cossu e Stegmann (1989) e Renou et al. (2008). Lixiviados de dois aterros foram examinados na França por Giust, Visintin e Del Piccolo (2007); o novo (<4 anos) apresentou pH igual a 7,2; enquanto que o pertencente a um antigo aterro monitorado (>10 anos) teve um pH igual a 8,1. Pode-se observar que todos os outros parâmetros em termos de concentração são menores para a área já estabilizada, exceto N-NH<sub>3</sub>, onde a concentração de 118 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> foi igual para ambos os aterros estudados por Giust, Visintin e Del Piccolo (2007). A concentração de sólidos suspensos no aterro novo foi 8,5 vezes maior que no aterro velho, visto que as taxas de lixiviação dos sólidos presentes em resíduos de recente disposição são maiores.



### 3.2. TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

Devido a suas características, os lixiviados provenientes de aterros precisam ser tratados antes de serem lançados no meio ambiente. Evita-se assim maiores riscos de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas, assim como da saúde pública, consequentemente.

O projeto de uma estação para tratamento de lixiviados não é tarefa simples, uma vez que os efluentes líquidos dos aterros não apresentam um padrão de composição como outros efluentes específicos (QASIM e CHIANG, 1994).

#### ***3.2.1. Introdução aos processos de tratamento***

A presença de materiais orgânicos de difícil degradação e de constituintes químicos nos resíduos sólidos confere ao lixiviado uma característica recalcitrante com uma DQO em geral elevada (PIRES et al., 2003). Esta característica dos lixiviados, segundo os autores, dificulta o seu tratamento em sistemas convencionais.

Um método relativamente eficiente para o tratamento de lixiviados, quando a legislação local permite, consiste em coletá-los e recirculá-los através do aterro sanitário. Durante as primeiras etapas do funcionamento do aterro sanitário, os lixiviados conterão quantidades expressivas de sólidos dissolvidos, DBO, DQO, nutrientes e metais pesados. Quando se recirculam os lixiviados, atenuam e diluem os compostos produzidos pela atividade biológica, e por outras reações físicas e químicas que ocorrem dentro do aterro sanitário. Por exemplo, os ácidos orgânicos simples presentes nos lixiviados se converterão em gás metano e dióxido de carbono. Com o aumento do valor do pH dentro do aterro sanitário, na fase metanogênica, os metais se precipitarão e serão retidos (PINEDA e IGNACIO, 1998).

Alguns cuidados devem ser observados quando se adota a recirculação de lixiviados, pois esta atividade pode resultar na instabilidade do maciço composto pelos resíduos e pelo solo. Esta instabilidade, na prática, decorre da ineficiência dos sistemas de drenagem dos líquidos e dos gases gerados no aterro (HAMADA, SILVA, e GIACHETI, 2004). Essa ineficiência, de acordo com os autores, pode ser do projeto ou pode ocorrer ao longo do tempo, por meio das alterações físicas, químicas e bioquímicas, que ocorrem no interior do aterro sanitário.

Nos países localizados em regiões tropicais, a recirculação diminui significativamente o volume do lixiviado em função da evaporação, que é favorecida pelas condições ambientais como a temperatura ambiente, ventos, radiação solar, entre outros.

Chan, Chu e Wong (2002) investigaram a recirculação do lixiviado em colunas experimentais, diante da degradação anaeróbica de resíduos sólidos urbanos. Os parâmetros pH, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total, assim como os gases metano e carbônico foram monitorados por onze semanas. Os resultados mostraram que o lixiviado recirculado reduz a carga de poluentes a ser tratado, assim como ocorreu uma melhora na taxa de degradação dos resíduos. A recirculação do lixiviado pode diminuir o período de transição para ativar a produção de metano, e estimular a fase metanogênica.

Wang et al. (2006) simularam a recirculação em lixiviados provenientes de aterros sanitários da China em escala laboratorial. O experimento foi realizado em 8 colunas, cada qual com uma condição exposta diferente. O monitoramento perdurou por um ano nas colunas em que a temperatura e a umidade foram controladas, e dois anos nas colunas expostas ao meio ambiente. A introdução de ar dentro da massa em algumas das colunas de resíduos acelerou o processo de degradação. A recirculação foi benéfica para as bactérias que degradam a matéria orgânica. A uma baixa taxa de recirculação, a concentração de DQO caiu significadamente (95,5-99,5%). A redução de amônia no lixiviado foi mais significativa (99,9%) quando a recirculação foi realizada em condição semi-aeróbica.

Hamada e Matsunaga (2000) explicam que devido a cadeia de constituintes existentes no lixiviado e as suas variações quantitativas sazonais e cronológicas, não se deve considerar uma solução única em seu processo de tratamento.

Para a escolha do tratamento adequado ao lixiviado, tendo em vista o grau de eficiência desejado, alguns fatores devem ser observados conforme D'Almeida e Vilhena (2000): (i) as características do lixiviado; (ii) a presença de substâncias perigosas como os compostos tóxicos e metais pesados; (iii) alternativas de disposição do efluente tratado de acordo com a legislação vigente; (iv) tecnologias disponíveis e (v) custos de implementação e operação. É interessante ressaltar ainda as mudanças nas características dos lixiviados com o passar dos estágios de decomposição.

O tratamento convencional dos lixiviados requer uma série de operações para remover os vários contaminantes presentes. Conforme Marks, Luthy e Diwekar (1994), um típico tratamento inclui processos biológicos aeróbios ou anaeróbios para estabilizar os compostos biodegradáveis e amônia; oxidação química ou adsorção para remover os compostos orgânicos não biodegradáveis; e a precipitação química para remover os metais pesados.

As técnicas empregadas no tratamento de lixiviados podem ser divididas basicamente em duas categorias: os tratamentos biológicos e os tratamentos físico-químicos. Devido aos diversos componentes químicos e biológicos presentes no lixiviado, várias alternativas em conjunto devem ser utilizadas com a finalidade de obter um efluente final dentro dos padrões de lançamento.

### ***3.2.2. Processos de tratamento biológicos***

Tratamentos biológicos para lixiviados têm sido utilizados a algumas décadas. Em relação a esse tipo de tratamento, é necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes. Pois a eficácia do tratamento está diretamente relacionada ao desenvolvimento biótico, que por sua vez necessita de condições ambientais favoráveis. A ausência deste pode levar a perda da biomassa formada e conseqüentemente ao não funcionamento do sistema (MORAVIA et al., 2007). Espera-se que o tratamento biológico ofereça a melhor alternativa para remover a matéria orgânica em termos de custo-benefício, principalmente para substâncias biodegradáveis que não são facilmente removidas por processos de adsorção (SHUCKROW, PAJAK e TOUHILL, 1982).

O processo biológico tem mostrado ser bastante efetivo para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados jovens quando a relação BDO/DQO apresenta um valor alto ( $>0,5$ ). Com o tempo, ocorre a estabilização do aterro sanitário e uma diminuição dos compostos orgânicos biodegradáveis presentes no lixiviado. A maior presença de compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) tende a limitar a eficiência do processo como um todo (RENOU et al., 2008). Assim, outras formas de tratamento devem ser previstos para complementar o tratamento biológico, tais como técnicas físicas e químicas.

O tratamento biológico é normalmente classificado em dois grandes grupos: (i) processos aeróbicos e (ii) anaeróbicos. Dentre o primeiro grupo, as lagoas aeradas, os lodos ativados e os reatores em batelada dispostos em sequência têm sido largamente estudados e empregados (RENOU et al., 2008). No segundo grupo, por outro lado, digestores, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) e as lagoas anaeróbicas são os processos mais usuais (CHRISTENSEN, COSSU e STEGMANN, 1989; RENOU et al., 2008).

No processo aeróbico, a matéria orgânica é decomposta em dióxido de carbono e água; sendo que o oxigênio é essencial para a decomposição da matéria orgânica. A digestão anaeróbica por sua vez, conserva a energia e produz poucos resíduos; todavia, a taxa com que as reações ocorrem é baixa. Neste último processo, o gás metano e dióxido de carbono são os principais produtos finais explicam Qasim e Chiang (1994).

Robinson (1999) apresentou o projeto e o sistema operacional de algumas estações de tratamento de lixiviados no Reino Unido e Irlanda. Segundo o autor, a grande maioria dos tratamentos instalados que alcançaram boa *performance* têm um processo biológico aeróbico como a parte mais importante do tratamento. Reatores em batelada e dispostos em série provaram ser um método realmente bom para promover o tratamento de lixiviados. Frequentemente estes reatores são instalados em combinação com banhado de juncos para promover um efluente de alta qualidade, que pode ser lançado com segurança, conforme o autor, no corpo de água sensível.

As lagoas de estabilização são bastante solicitadas dentre os tratamentos biológicos, devido a facilidade de construção, operação e manutenção, assim como os custos relativamente acessíveis (LIMA, 1995). Como desvantagem, a principal causa é atribuída à necessidade de grande área para sua construção (MEDRI, 1997).

Timur e Öztürk (1999) avaliaram um sistema sequencial de reatores anaeróbicos em batelada para lixiviados de aterro sanitário bruto. Os estudos foram conduzidos por dois anos. Para isso, foram construídos seis reatores anaeróbicos em escala de bancada. O principal parâmetro monitorado foi a eficiência e a taxa de remoção da DQO. A produção de metano foi monitorada para os diferentes períodos do estudo. Os resultados foram apreciáveis quanto a remoção de DQO (64-85%). Cerca de 83% do total da DQO removida foi convertido em metano, os 17% restantes foram presumidamente convertidos em biomassa.

Lo (1996) simulou o tratamento aeróbico de lixiviados presentes em aterros sanitários de Hong Kong. Utilizou uma sequência de reatores em batelada providos de aeradores, em escala piloto. Os lixiviados estavam em um estado de degradação avançado, devido suas características de entrada (DQO e  $\text{N-NH}_3$  inferiores a  $1.000 \text{ mg.L}^{-1}$ ). O objetivo da pesquisa foi de avaliar a eficiência do sistema para reatores com 20 e 40 dias de detenção. Para os dois sistemas obteve-se uma excelente eficiência na remoção de  $\text{N-NH}_3$ , superior a 99%. Sendo que grande parte da  $\text{N-NH}_3$  foi convertida a  $\text{NO}_3\text{-O}$  (71-93% do total), para 20 e 40 dias, respectivamente.

Dentre as várias tecnologias de tratamento biológico para os lixiviados, é atrativo utilizar uma combinação de sistemas aeróbicos com sistemas anaeróbicos para remover a matéria orgânica em termos de DQO e  $\text{N-NH}_3$ , afirmam Chen, Sun e Chung (2008).

Silva (2007) desenvolveu um sistema experimental para tratamento, em escala piloto, de lixiviados gerados em aterros sanitários por meio de um sistema de lagoas de estabilização em série, na configuração de lagoa anaeróbia, seguido de lagoa facultativa e lagoa de maturação. O autor avaliou o desempenho deste sistema por 14 meses, e considerou especialmente fatores como a eficiência de remoção carbonácea e de nutrientes; a possível influência da sazonalidade e estratificação no desempenho das lagoas; a influência da variação nictemeral e o potencial do sistema em desintoxicar o efluente tratado. Esta sequência mostrou-se eficiente no tratamento do efluente bruto quanto à remoção carbonácea em geral (94,3% para DQO e 78% para COT), e remoção de nutrientes (83% para  $\text{N-NH}_3$  e 70% para Fósforo). Observou-se a estratificação térmica nas lagoas facultativa e de maturação nas diferentes estações do ano. Os resultados se mostraram positivos quanto a desintoxicação do efluente, atingindo valores desejáveis. Oxigênio dissolvido, pH e temperatura apresentaram flutuações nos diversos horários e profundidades amostradas.

Os sistemas de *wetlands* construídos (banhados construídos) promovem a absorção de nutrientes pelas plantas e facilitam a degradação de material orgânico por microrganismos do solo e aderidos às raízes (MANNARINO et al. 2006). *Wetlands* simulam o sistema natural formados por plantas aquáticas, e podem se caracterizar como uma alternativa de tratamento para lixiviados. Os autores analisaram dois *wetlands* no Rio de Janeiro, e mostraram remoções de 31-41% para DQO, e 45-51% para  $\text{N-NH}_3$  em termos de concentração.

Analogamente, Reis e Bidone (2005) aplicaram a tecnologia de banhados construídos como alternativa para o tratamento dos lixiviados da compostagem de resíduos sólidos urbanos, na remoção de DBO e fósforo deste tipo de efluente. Os resultados obtidos foram considerados eficientes, sendo que o percentual médio de remoção de DBO dos banhados com plantas foi de 57,19%, enquanto que no banhado sem plantas resultou em 33,43%. Os principais mecanismos de remoção do fósforo são a absorção pelas plantas e a retenção no substrato. Por isso, os banhados construídos com plantas apresentaram também uma melhor eficiência de remoção de fósforo, 77,36% na média.

### ***3.2.3. Processos de tratamento físico-químicos***

O tratamento físico-químico é particularmente bom para tratar lixiviados de aterros sanitários antigos que contenham baixas concentrações de matéria orgânica, ou como um polimento para um lixiviado previamente tratado por processos biológicos (QASIM e CHIANG, 1994). Muitos estudos têm sido realizados para avaliar a *performance* desses processos, tanto para o tratamento de lixiviados brutos quanto para lixiviados pré-tratados biologicamente.

O tratamento por processos físico-químicos de lixiviados apresentam a vantagem de estes requererem um curto período para entrarem em funcionamento, simplicidade dos equipamentos e materiais, fácil automatização e pouca sensibilidade às constantes mudanças de temperatura (PINEDA e IGNACIO, 1998). Os mesmos autores salientam que para o tratamento por adsorção em coluna de carvão ativado em pó é necessário a regeneração freqüente das colunas e também o alto consumo de carvão em pó. Por isso, este método só deve ser usado para tratamento de lixiviados procedentes de aterros sanitários antigos ou como tratamento terciário de efluentes biológicos.

Rodrigues (2007) aplicou o processo eletrolítico por eletrocoagulação/floculação como alternativa para o tratamento dos lixiviados de Aterro Sanitário. Os eletrodos utilizados foram de ferro, alumínio, combinação de ferro com grafite e alumínio com grafite. A pesquisa foi realizada em três etapas; como um tratamento primário, como um pós-tratamento de uma série de lagoas de estabilização e operado em fluxo contínuo. O tratamento obteve melhor desempenho como pós-tratamento, e alcançou uma média de 86% na remoção de DQO. Os resultados obtidos em modo contínuo mostraram ser menos eficiente, os valores ficaram em média entre 13-20% para DQO e COT.

O processo de *air stripping* é caracterizado pela remoção de compostos voláteis presentes nos líquidos pela passagem de ar dentro de uma coluna separadora em contracorrente à corrente aquosa. De acordo com Shuckrow, Pajak e Touhill (1982), *air stripping* é usualmente aplicado para a remoção de nitrogênio amoniacal como um pré-tratamento dos lixiviados, caso as emissões não constituam um problema de poluição do ar. Martinen et al. (2002) avaliaram um sistema por *air stripping* em escala de laboratório para a remoção  $\text{N-NH}_3$  e substâncias tóxicas presentes em lixiviados já estabilizados. A utilização do *air stripping* na remoção de  $\text{N-NH}_3$  atingiu um valor máximo de 89% para o ensaio de 24 horas, a uma temperatura de 20°C e pH igual a 11. O incremento do pH e da temperatura facilitaram a remoção do  $\text{N-NH}_3$ , visto que resultaram em uma maior concentração de  $\text{N-NH}_3$  dissociada no meio líquido. O método não foi efetivo para a remoção da toxicidade.

Pi et al. (2009) avaliaram a melhora na biodegradabilidade do lixiviado de aterro sanitário utilizando *air stripping* acoplado a um coagulador e uma membrana de ultrafiltração como um pré-tratamento. Obtiveram a eficiência de 88,6% na remoção de  $\text{N-NH}_3$  por *air stripping* para 18 horas de ensaio, a um pH igual a 11, com uma relação de ar-líquido igual a 3.500 e uma temperatura de 50 °C. O aumento do tempo para 24 horas não evidenciou uma melhora expressiva para a remoção do  $\text{N-NH}_3$ . A remoção em termos de DQO por coagulação atingiu a eficiência de 43,6% com uma dosagem de 600  $\text{mg.L}^{-1}$  de cloreto poliférrico, a um pH de 9. A combinação dos processos de coagulação e ultrafiltração, por sua vez, mostrou ser uma solução adequada para o aumento da biodegradabilidade em termos da razão DBO/DQO para lixiviados com valores abaixo de 0,05 desta razão. Após a coagulação, a razão DBO/DQO aumentou para 0,132 a um pH de 7. Finalmente, após a ultrafiltração o valor da razão DBO/DQO subiu para 0,43. Como resultado, obteve-se um efluente com baixas concentrações de DQO.

O monitoramento das características físicas e químicas de lixiviados antigos submetidos a uma sequência de tratamento foi conduzida por Silva, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2004), em escala piloto. Os autores utilizaram a coagulação-floculação, ozonização, membranas filtrantes e *air stripping* para o tratamento. O tratamento do lixiviado bruto por coagulação-floculação foi efetivo para a remoção da cor em geral (70%). Todavia, a matéria orgânica, em termos de DQO, foi removida por este processo apenas 23-27%. Após a coagulação-floculação o lixiviado passou pelo processo de ozonização, não obtendo bons resultados para

a remoção de DQO quando utilizado doses padrões de ozônio. A ultrafiltração por membranas após a coagulação-floculação também foi testada. Esta etapa apresentou bons resultados, contribuiu com 47% para remoção de DQO e 64% de cor. Por último foi empregado a tecnologia de *air stripping*, que mostrou ser eficaz para a remoção de amônia, com 82% em 24 horas de ensaio.

O uso de osmose reversa como o processo principal do tratamento, têm se mostrado eficiente para a purificação total do lixiviado tanto para contaminantes orgânicos quanto inorgânicos dissolvidos (PETERS, 1998). Giust, Visintin e Del Piccolo (2007) descrevem um processo de tratamento em escala real por osmose reversa para lixiviados gerados em um aterro sanitário antigo de Paris. O lixiviado foi primeiramente ajustado a condições especiais antes de passar pelos módulos de membranas, a fim de preservar o sistema. Para isso, o lixiviado passou por um leito filtrante, teve seu pH ajustado e foi tratado quimicamente para evitar a colmatação nas membranas. Para o lixiviado estudado, uma média de 90% do volume foi permeável em membrana de osmose reversa. A qualidade do permeável foi superior que as exigências locais, com a remoção superior a 90% para DQO, 99,5% para  $\text{NH}_4$ , 99,8% para cloretos e 99% para condutividade. Entretanto, Peters (1998) enfatiza que o custo construtivo e operacional necessário é muito alto para que seja possível utilizar como um único tratamento.

Waara et al. (2003) avaliaram um sistema de tratamento biológico seguido de tratamento físico-químico por ozônio e filtro de carvão para lixiviados novos. O aparato experimental em escala piloto consistiu em um tanque de mistura para aeração; 2 biorreatores para nitrificação; um biorreator para desnitrificação; dois tambores filtrantes; uma unidade para ozonização/UV; e uma sequência de filtros de carvão. Apenas no tratamento biológico houve um decréscimo efetivo em termos de nitrogênio, metais, óleos, hidrocarbonetos aromáticos poli e mononucleares, ácidos fenoxi, e clorobenzenos. A combinação do tratamento biológico com tratamento por ozônio e filtro de carvão proporcionou uma remoção eficaz em termos de COT (>70%), DQO (>78%),  $\text{N-NH}_3$  (>99%) e cor (>92,5%).

Dentre os processos físico-químicos, a evaporação/destilação dos lixiviados é um método pouco estudado. Segundo Eisner, Leonhard e Wilderer (1996), o tratamento de lixiviados por evaporação/destilação pode ser bastante eficaz quando comparado com outros métodos usuais. O item a seguir apresentará uma introdução ao tratamento dos lixiviados por evaporação/destilação, assim como alguns estudos já realizados nesta área.



### 3.3. EVAPORAÇÃO/DESTILAÇÃO FORÇADA DOS LIXIVIADOS

A evaporação consiste basicamente na separação dos lixiviados em uma fase líquida limpa e uma fase sólida ou semi-sólida contendo grande parte dos materiais poluentes (CHRISTENSEN, COSSU e STEGMANN, 1989). Normalmente, o condensado dos vapores contém predominantemente componentes voláteis, tais como amônia e orgânicos clorados. Os autores descrevem que a evaporação pode causar incrustações, corrosão e formação de espumas no sistema; além da necessidade de um polimento para a eliminação da amônia e uma solidificação adicional para a fase sólida.

Shuckrow, Pajak e Touhill (1982) explicaram que devido aos custos operacionais elevados e a grande quantidade de energia requerida, a evaporação forçada dos lixiviados era desvantajosa naquela época. Não esperavam uma vasta aplicação desta tecnologia para lixiviados com elevadas concentrações de compostos orgânicos voláteis (COV) e amônia ( $N-NH_3$ ). Visto que estas substâncias são carregadas em grande parte para o condensado durante o processo de evaporação, necessitando de um pós-tratamento para a remoção.

Por outro lado, Birchler et al. (1994) afirmam que o tratamento dos lixiviados por evaporação/destilação forçada pode produzir um condensado com melhor qualidade e de mais fácil disposição que os efluentes provenientes de tratamentos convencionais; além de o concentrado residual conter uma fração menor em volume que lixiviado bruto. Marks, Luthy e Diwekar (1994) relataram que este tipo de tratamento, por evaporação ou destilação, tem a vantagem de requerer menos unidades operacionais quando comparado aos sistemas de tratamento usuais.

Há diferentes configurações de evaporadores/destiladores descritos na literatura. Algumas considerações são necessárias para a escolha do evaporador/destilador, como a propriedade do líquido a ser evaporado/destilado, o produto final requerido e a fonte/forma de calor aplicada ao sistema. Os evaporadores tradicionais podem ser divididos em quatro grandes categorias: (i) evaporadores do tipo *Flash*; (ii) evaporadores de Ebulição; (iii) evaporadores de Filme Fino; e (iv) evaporadores de Contato Direto. Os estudos de evaporação/destilação presentes até o momento para o tratamento dos lixiviados foram baseados em alguma destas categorias.

### 3.3.1. Estudos da evaporação/destilação realizados com lixiviados

Silva e Segato (2002) afirmam que o processo de tratamento dos lixiviados por evaporação forçada ainda é pouco estudado, o que despertou interesse em uma avaliação teórica e prática sobre a possibilidade de seu tratamento térmico. Amsoneit (1985) discutiu os problemas que poderiam decorrer da evaporação/destilação dos lixiviados de aterro sanitário. Corrosão, incrustação, formação de espuma e odores presentes no lixiviado são alguns dos elementos que dificultam o tratamento por evaporação/destilação. Amsoneit (1985) reporta ainda um sistema de evaporação/destilação desenvolvido pela Universidade de Munique, Alemanha. O processo foi apresentado em etapas. O lixiviado bruto inicialmente foi dirigido a uma coluna de *air stripping* para a remoção de  $\text{N-NH}_3$ , com pH ajustado a 12. O efluente resultante foi na sequência enviado a um evaporador de duas fases, sob condições de vácuo. Os vapores resultantes da segunda fase foram condensados por uma torre de resfriamento. O destilado final obteve uma remoção de 98% para  $\text{N-NH}_3$  e 97% para DQO em relação ao bruto; alcançou ainda um valor final de  $68 \text{ mgCOT.L}^{-1}$ . O concentrado resultante do processo da evaporação foi enviado a um hidrociclone, e posteriormente disposto em um decantador. Após a última etapa, o lodo final apresentou 70-80% em massa na forma de sólidos.

Birchler et al. (1994) conduziram um experimento de evaporação/destilação com lixiviados em escala de laboratório para avaliar a qualidade que o evaporado pode atingir. Destilação de um e dois estágios foram realizados com ajuste de pH; os parâmetros preferencialmente analisados foram os dois principais compostos químicos voláteis presentes, a amônia e ácidos orgânicos voláteis (AOV). Aproximadamente 90% das amostras brutas de 1.000 mL foram destiladas em cada estágio. Foram utilizadas amostras de lixiviados provenientes de três aterros sanitários antigos (>25 anos) e uma amostra padrão de acetato de amônia equivalente a  $210 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$  e  $9.600 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ . Como resultado da destilação de um estágio sem acidificação, obteve-se uma remoção maior que 90% para DQO, por outro lado, nenhuma parcela em termos de  $\text{N-NH}_3$  foi removida. Para o lixiviado previamente acidificado a pH 4, obteve uma remoção acima de 95% para  $\text{N-NH}_3$ , DQO,  $\text{Cl}^-$  e condutividade, exceto para os AOV, que obteve remoção de 85%. Para a destilação em dois estágios (ácido/base) dos lixiviados sob pressão atmosférica, perto da totalidade de  $\text{N-NH}_3$  ficou retido no concentrado do primeiro estágio ácido, todavia os AOV em termos de DQO foram carregados para o destilado. A segunda etapa, básica, apresentou um decréscimo maior em termos de DQO para o condensado.

Marks, Luthy e Diwekar (1994) desenvolveram um modelo (REQEM) para simular os diferentes processos de evaporação do lixiviado, prever a composição e a quantidade do efluente e computar a energia requerida. Com a finalidade de analisar os efeitos da variação do pH na remoção de DQO e N-NH<sub>3</sub>, o processo de evaporação por um estágio foi simulado utilizando dados de um lixiviado caracterizado, com 578 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e 8.800 mgDQO.L<sup>-1</sup> (como ácido acético equivalente). A evaporação simulada em meio ácido mostrou que 99% da N-NH<sub>3</sub> permaneceu no concentrado, embora 75% do ácido acético foi carregado junto ao evaporado. Portanto, a evaporação acidificada de um estágio, segundo os autores, é cabível apenas para lixiviados com pequenas concentrações de ácidos orgânicos voláteis (AOV). A evaporação simulada em meio básico, por sua vez, mostrou que mais de 99% dos AOV permaneceram no concentrado, enquanto que apenas 3% da N-NH<sub>3</sub> ficou retida no concentrado. Portanto, os autores afirmam que a evaporação em meio básico é viável para produzir um evaporado livre de N-NH<sub>3</sub> e AOV apenas se baixas concentrações de N-NH<sub>3</sub> estiverem presentes no lixiviado inicial. A evaporação realizada em dois estágios ajustados, meio ácido e básico separados, mostrou-se necessário para a obtenção de frações satisfatórios dos lixiviados com altas concentrações de N-NH<sub>3</sub> e AOV. Para a separação destes, o primeiro estágio foi realizado em meio ácido, a fim de manter a N-NH<sub>3</sub> no concentrado. Já o segundo estágio em meio básico, com o propósito de concentrar os AOV. Os resultados mostraram que valores acima de 99% para ambas as substâncias podem ser removidos em dois estágios.

Ettala (1998) estudou um evaporador em escala real do tipo filme fino construído na Finlândia para uma capacidade de 130 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. Este processo foi inovador devido à utilização de um plástico como superfície de transferência de calor, equipado com uma área de 1.500 m<sup>2</sup>. A utilização de baixas pressões (90-150 mmHg) e temperaturas (50-60 °C) possibilitou a utilização do plástico como a superfície de troca de calor. Água foi a substância utilizada para realizar a troca direta de calor com o lixiviado através do filme plástico, o qual separou os líquidos. O condensado foi coletado por vácuo enquanto que o concentrado foi coletado na base do evaporador. O pH do lixiviado bruto foi ajustado abaixo de 4, com a finalidade de manter a amônia no concentrado. O lixiviado bruto, com 228 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 101 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> foi tratado com sucesso, obtendo valores abaixo de 30 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 2 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para o condensado. A energia requerida no processo de purificação foi estimada em 13 kWh.m<sup>-3</sup>. O volume remanescente no concentrado foi de 18% em relação ao inicial.

Yue et al. (2007) simularam em laboratório um processo de evaporação através de três experimentos distintos: (i) um experimento por evaporação normal; (ii) um por evaporação à vácuo, e (iii) um por carreamento de gás suporte, a fim de carregar as substâncias evaporadas dos lixiviados. Todos os três experimentos mostraram que a carga de matéria orgânica representada por DQO nos condensados foram elevadas no início dos ensaios, porém rapidamente se tornavam baixas conforme a evaporação progredia. Isso se deve a rápida evaporação dos COV junto ao condensado e a estabilização das substâncias húmicas. Os valores foram inferiores a  $300 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  quando a razão da evaporação superou 25% do total. Em condições ácidas, verificou que a concentração de DQO no condensado foi mais elevada do que aquela na condição básica, porque a maioria dos COV, tal como o ácido acético, o ácido propanóico e o ácido butanóico, estão presentes em sua grande maioria sob a forma de moléculas, e não como íons. Os resultados mostraram que o lixiviado pode ser dividido pela evaporação em três frações. A primeira pequena fração do condensado contém grande quantidade de COV, que pode ser purificado com tratamento biológico ou incinerado, para atender os requisitos legais. A segunda fração do condensado, representado pela maior parte do lixiviado, contém poucos compostos orgânicos e pode ser lançado diretamente ou receber um simples tratamento de acordo com as exigências ambientais locais. O concentrado enriquecido com a grande maioria da matéria orgânica e de sais refratários pode ser aterrado ou solidificado.

Aguiar e Vignoli (2007) caracterizaram e monitoraram o parâmetro  $\text{N-NH}_3$  envolvido no processo de evaporação de amostras de lixiviados provenientes de um aterro sanitário. Observou-se que a evaporação do lixiviado bruto sem acidificação, com uma concentração inicial de  $900\text{-}1.300 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ , gerou um condensado com níveis de nitrogênio amoniacal elevado, superiores a  $3.000 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ . Com o objetivo de diminuir o teor de amônia nas emissões atmosféricas, foram realizados novos ensaios em amostras acidificadas com ácidos sulfúrico, nítrico e clorídrico a fim de avaliar a influência do pH ácido no meio. As amostras de lixiviados acidificadas com ácido sulfúrico na faixa de pH 2 foram as mais eficientes para promover a retenção de  $\text{N-NH}_3$  amoniacal no concentrado. Menos que  $4 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$  foi convertido em condensado. Com o pH ajustado a 6, utilizando o mesmo ácido, a concentração passou a cerca de  $175 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$  no condensado. Isto justifica a importância da acidificação prévia no lixiviado no pré-tratamento para minimizar a emissão de  $\text{N-NH}_3$  para a atmosfera.

Di Palma et al. (2002) pesquisaram o tratamento do lixiviado de um aterro industrial rico em compostos orgânicos e  $\text{N-NH}_3$ , usando o processo combinado de evaporação e osmose reversa em escala de bancada. O objetivo da evaporação forçada foi adquirir um concentrado rico em amônia, metais pesados e compostos orgânicos, a fim de aumentar a eficiência durante a osmose reversa. Os ensaios de evaporação foram conduzidos em um evaporador rotativo, com pressão reduzida (20-400 mmHg), e por conseguinte, trabalhou em temperatura baixa (40 °C). Devido o rápido desprendimento dos COV, a concentração de compostos orgânicos no condensado inicial foi elevada (160 mgCOT.L<sup>-1</sup>). No entanto, conforme o ensaio progrediu, cerca de 50-70% da amostra inicial evaporada, menores concentrações de COT foram analisadas, atingindo valores abaixo de 50 mg.L<sup>-1</sup>. Um aumento na concentração de COT foi observado no final dos ensaios devido a evaporação dos compostos orgânicos de difícil degradação. Com o processo de evaporação foi possível obter um destilado contendo apenas 1% dos compostos orgânicos, quantificados em DQO e COT. Para cloretos, a concentração no condensado foi inferior a 3% do inicial. O destilado foi submetido a um tratamento por osmose reversa na sequência, resultando na remoção de mais de 90% dos compostos orgânicos remanescentes, e 97% para  $\text{N-NH}_3$ .

Giust, Visintin e Piccolo (2007) descreveram o processo de tratamento combinado, por evaporação em um aterro novo, e osmose reversa para uma área antiga monitorada, localizados na França. A evaporação, por ebulição, foi tomada a vácuo (4-6 kPa), em duas fases. O concentrado resultante da osmose reversa é conduzido para a primeira etapa de evaporação/destilação, junto do lixiviado novo. O condensado resultante da primeira etapa é levado para um simples pós-tratamento e depois é lançado para o ambiente. O concentrado desta primeira etapa alimenta a segunda, para que o volume do concentrado reduza mais. O concentrado final apresentou cerca de 2% do volume inicial, e uma concentração de 70-75% em sólidos. O permeado da osmose reversa apresentou uma remoção de 97% para DQO e 99% para condutividade.

## **CAPÍTULO 4**

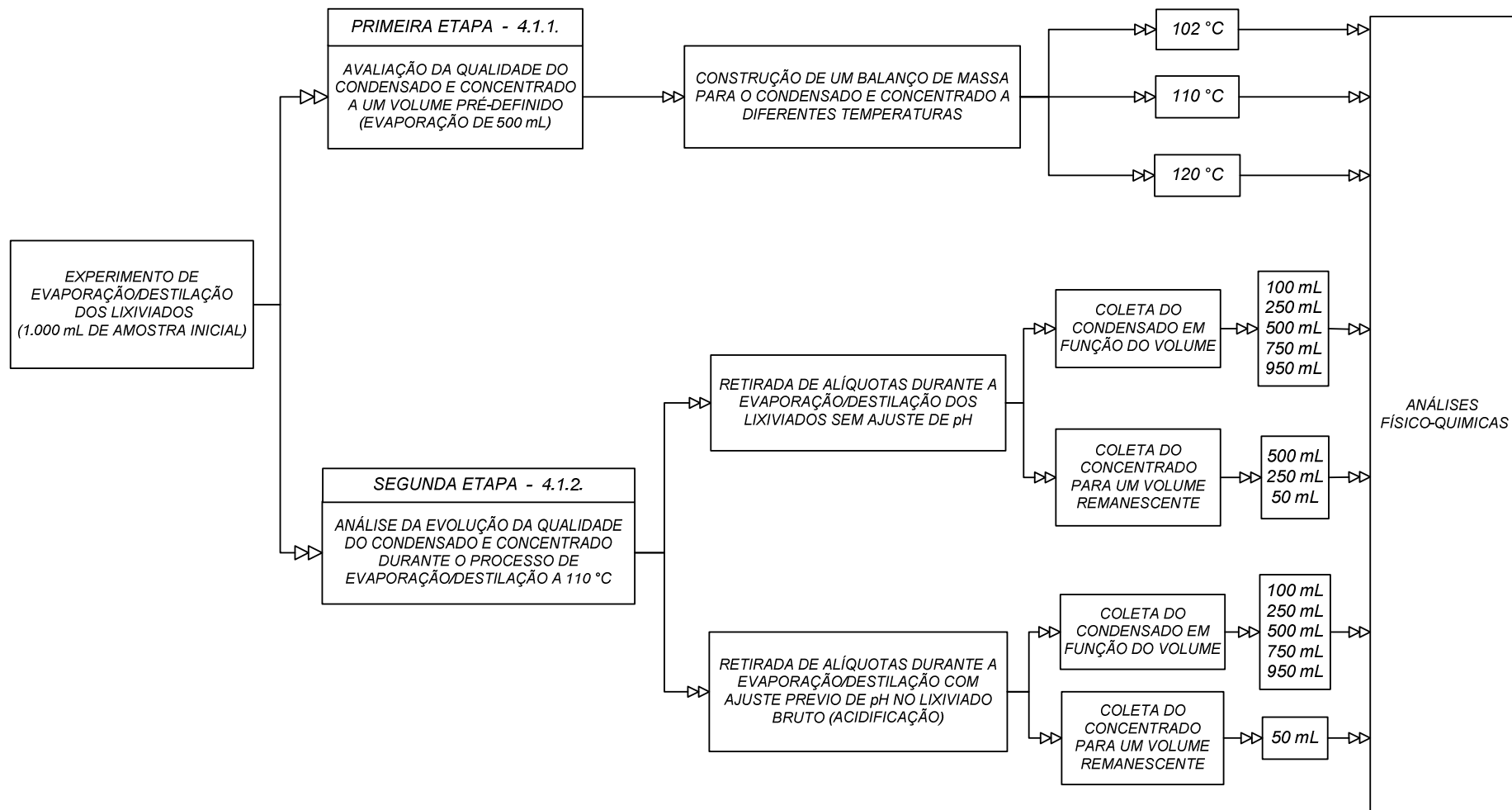
### **MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **4.1. ENSAIOS**

Foram realizados 21 ensaios de evaporação/destilação em bancada laboratorial no interior de uma capela aparelhada com exaustão, durante os meses de Março/Junho de 2009; de forma similar ao experimento de Aguiar e Vignoli (2007) e Yue et al. (2007), para lixiviados de aterro sanitário. O presente experimento consistiu em evaporar/destilar o lixiviado no interior de um balão de destilação. O líquido, aquecido e evaporado, fluiu pela coluna de destilação passando pelo condensador, onde o vapor condensado foi coletado e armazenado para posterior análise. O concentrado remanescente do processo de evaporação/destilação foi igualmente armazenado para posterior análise. A coleta das amostras de lixiviado bruto foi realizada semanalmente, sendo que três ensaios foram realizados para cada coleta.

A caracterização das amostras brutas, condensadas e concentradas de lixiviados foram obtidas através dos seguintes parâmetros: pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ), Cloretos ( $\text{Cl}^-$ ), Condutividade, Alcalinidade ( $\text{CaCO}_3$ ), Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos Totais (SFT) Sólidos Voláteis Totais (SVT), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Sólidos Suspensos Totais (SST).

O experimento, dividido em duas etapas, é apresentado na Figura 4-1. O volume inicial da amostra a ser evaporada/destilada foi de 1.000 mL para todos os 21 ensaios. A primeira etapa consistiu na evaporação/destilação de 500 mL da amostra inicial. Esta etapa teve como objetivo a avaliação da qualidade do efluente resultante (condensado e concentrado) da evaporação/destilação do lixiviado. Para isso, foram realizados 9 ensaios, sendo três ensaios a cada temperatura de ajuste. Um balanço de massa foi construído com o intuito de quantificar as perdas durante o processo de evaporação/destilação dos parâmetros analisados. A segunda etapa, por sua vez, consistiu na avaliação da evolução da qualidade do efluente resultante (condensado e concentrado) do processo de evaporação/destilação, com a retirada de alíquotas do condensado durante o processo de evaporação/destilação. Nesta etapa o volume total evaporado foi de até 950 mL da amostra inicial. Para isto, 12 ensaios de evaporação/destilação foram efetivamente realizados, 9 destes com lixiviado *in natura* e 3 ensaios com ajuste prévio do lixiviado bruto.



**Figura 4-1.** Fluxograma das etapas realizadas durante o trabalho.

#### ***4.1.1. Qualidade do condensado e concentrado a um volume pré-definido***

Nesta primeira etapa foram realizados 9 ensaios, onde 500 mL de uma amostra inicial de 1.000 mL foi efetivamente evaporado/destilado (Figura 4-1). Em outras palavras, o efluente resultante do processo foi composto por 500 mL de condensado e 500 mL de concentrado, para posterior análise. Para cada uma das temperaturas de ajuste (102, 110 e 120 °C) foram realizados 3 ensaios. Estas temperaturas foram ajustadas por um controlador de temperatura provido de um termômetro digital, que foi introduzido na massa líquida para que a energia fornecida pela manta, em forma de calor, fosse controlada após o prévio ajuste de temperatura. O fluxo de água de resfriamento no condensador foi mantido em 500 mL.min<sup>-1</sup> para todos os ensaios.

Um balanço de massa foi preparado para verificar a qualidade do lixiviado proveniente da evaporação/destilação, assim como mensurar as perdas de massa durante o processo. Para isto, procurou comparar as concentrações do efluente resultante do processo, concentrado e condensado, com a concentração do lixiviado bruto. Esta comparação foi realizada através da soma das frações de massa (em porcentagem) do concentrado e condensado.

As três temperaturas de ajuste (102, 110 e 120 °C) foram escolhidas com o objetivo de avaliar a variação na taxa de evaporação/destilação durante os ensaios. Assim como, verificar uma possível variação na concentração dos parâmetros analisados para o efluente resultante, causado pela diferença de energia fornecida ao sistema em forma de calor.

Com o intuito de entender o processo de evaporação para o experimento proposto, dez ensaios com água pura foram realizados para obter um padrão de referência de volume evaporado/condensado ao longo de um determinado tempo, antes de efetivamente realizar esta primeira etapa com lixiviado. Foram considerados: (i) o fluxo da água de resfriamento fornecido ao condensador de vidro a 350, 500 e 1.500 mL.min<sup>-1</sup>; e (ii) a energia fornecida ao sistema em forma de calor, com controle da temperatura no líquido, utilizando as mesmas temperaturas empregadas com o lixiviado (102, 110 e 120 °C). Estes parâmetros foram alterados nos diferentes ensaios realizados.



#### ***4.1.2. Evolução da qualidade do efluente com e sem ajuste de pH***

Durante a segunda etapa, 12 ensaios foram realizados com o intuito de analisar a evolução da qualidade dos condensados e concentrados para os principais parâmetros estudados em função do volume evaporado (Figura 4-1). Ou seja, avaliar a variação da concentração dos parâmetros estudados durante o processo de evaporação/destilação. Para isto, foram retiradas alíquotas do condensado no decorrer dos ensaios. Ao contrário da primeira etapa, onde foi fixado o volume de 500 mL a ser evaporado/destilado para todos os ensaios, a segunda etapa evaporou/destilou 500 mL nos 3 primeiros ensaios, 750 mL para os 3 ensaios posteriores e 950 mL para os últimos 6 ensaios. O fluxo de água de resfriamento no condensador foi mantido em  $500 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$  para todos os ensaios. A temperatura de ajuste foi de  $110^\circ\text{C}$  para todos os ensaios.

Para os 3 primeiros ensaios, foram retiradas alíquotas do condensado durante o processo nos volumes fixos equivalentes à evaporação/destilação de 100, 250 e 500 mL. Um volume final de 500 mL, portanto, remanesceu como concentrado. Para os 3 ensaios seguintes, foram retiradas alíquotas durante a evaporação/destilação nos volumes fixos equivalentes à evaporação/destilação de 100, 250, 500 e 750 mL. Um volume de 250 mL, consequentemente, remanesceu como concentrado.

Para os últimos 6 ensaios, foram retiradas alíquotas do condensado durante o processo nos volumes fixos equivalentes à evaporação/destilação de 100, 250, 500, 750 e 950 mL. Remanesceu, portanto, um volume de concentrado igual a 50 mL. Para os 3 últimos ensaios do total de 6, a evaporação/destilação foi realizada com acidificação prévia do lixiviado bruto, utilizando o  $\text{H}_2\text{SO}_4$  PA até atingir um pH próximo de 4.

Em função da limitação de volume de amostra para a realização das análises, somente alguns parâmetros foram monitorados nesta segunda etapa. Para o condensado, foram realizadas análises de DQO,  $\text{N-NH}_3$  e  $\text{Cl}^-$ . Para o concentrado remanescente realizou-se as análises de DQO,  $\text{N-NH}_3$ ,  $\text{Cl}^-$ , ST, SFT e SVT.

## 4.2. ORIGEM DO LIXIVIADO

O lixiviado bruto utilizado neste trabalho foi coletado no Aterro Sanitário Canhanduba, localizado na Estrada Geral da Canhanduba, em Itajaí/SC, com acesso pela rodovia federal BR 101, junto ao km 228, sentido sul. A cidade de Itajaí está localizada a 90 km ao norte de Florianópolis, capital do Estado de Santa Catarina. O aterro é operado e administrado pela empresa *Ambiental Saneamento e Concessões Ltda.* É um aterro sanitário relativamente novo, visto que o início de sua operação se deu em meados de 2006, e tem previsão para 23 anos de operação. Antes de 2006, áreas adjacentes eram utilizadas como aterro controlado. O aterro atende aos municípios de Itajaí e Balneário de Camboriú, com uma população total de 258 mil habitantes (IBGE, 2007). O aterro sanitário recebe resíduos urbanos, comerciais e de serviços de saúde, totalizando, aproximadamente, 100 mil toneladas por ano (média de 275 toneladas diárias). A área hoje implantada é de 98 ha, e possui mais 180 ha úteis para ampliações do aterro, totalizando em mais de 270 ha.

O Aterro Canhanduba é um considerado um aterro sanitário, visto que possui impermeabilização de base, drenagem e tratamento dos lixiviados, drenagem passiva e queima dos gases, drenagem das águas pluviais, compactação e cobertura diária dos resíduos. A empresa responsável pelo aterro realiza ainda o monitoramento das águas superficiais e subterrâneas, do solo e dos efluentes gerados.

A vazão média do lixiviado coletado está na faixa entre 0,7-4,0 L.s<sup>-1</sup>; variação esta que depende de diversos fatores, como o regime de chuvas e o bombeamento periódico dos lixiviados provenientes do aterro encerrado. O tratamento dos lixiviados é composto por um pré-tratamento físico-químico, seguido de tratamento biológico. O tratamento físico-químico se dá pela adição do coagulante policloreto de alumínio (PAC) na entrada do sistema, e adição de polímeros para facilitar a floculação. Após a mistura, o lixiviado passa por um processo de decantação. O tratamento biológico é realizado por lagoas de estabilização em série, na sequência de duas lagoas anaeróbicas e uma lagoa de polimento aerada. O efluente recebe desinfecção por radiação ultravioleta antes de ser lançado no corpo receptor mais próximo.

#### 4.3. LOCAL DO ESTUDO

Os ensaios de bancada foram realizados no Laboratório de Experimentação em Resíduos Sólidos, pertencente ao Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO), localizado no Campus da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), na cidade de Florianópolis/SC. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), nas dependências do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), igualmente localizado no Campus da UFSC.

#### 4.4. COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

Para assegurar a representatividade e confiabilidade das amostras foram considerados alguns cuidados básicos recomendados por CETESB (1987) e APHA (2005). Independente da matriz a ser amostrada, do tipo de amostragem, e também da natureza das análises, foram seguidos alguns cuidados: (i) as amostras não devem incluir partículas grandes, detritos, folhas, ou outro material acidental, salvo quando se tratar de amostra de sedimento; (ii) coletar volume suficiente de amostra para uma eventual necessidade de se repetir alguma análise prevista; (iii) empregar somente os frascos e as preservações recomendadas para cada tipo de determinação; (iv) verificar a limpeza dos frascos e demais materiais de coleta; (v) a parte interna dos frascos e do material de coleta, assim como das tampas não podem ser tocadas com a mão ou ficar expostas ao ar; (vi) imediatamente após a coleta e preservação das amostras, colocá-las ao abrigo da luz solar; (vii) as amostras que exigirem resfriamento devem ser armazenadas em uma caixa de isopor com gelo; (viii) etiquetar os frascos, e registrar as informações de campo necessárias a cada coleta.

Seguindo estes cuidados, as amostras foram coletadas na saída da caixa de passagem, antes do sistema de tratamento dos lixiviados. Os lixiviados são provenientes da área do aterro em operação e da área do aterro controlado encerrado. Os materiais utilizados para a coleta foram cuidadosamente selecionados para evitar contaminação nas amostras. Por isso, todos os materiais foram de vidro (um funil, um béquer e uma garrafa de cor âmbar), previamente lavados com detergente neutro *Extran®* a 5%, e posteriormente enxaguados com água destilada e deionizada, seguindo as recomendações de APHA (2005).

Com a finalidade de preservar os compostos presentes no lixiviado, a garrafa de vidro âmbar foi envolvida com folha de alumino após a coleta. Assim que chegou ao laboratório, parte da amostra bruta foi analisada, o restante foi armazenado em freezer (2-3 °C) até momento dos ensaios serem realizados.

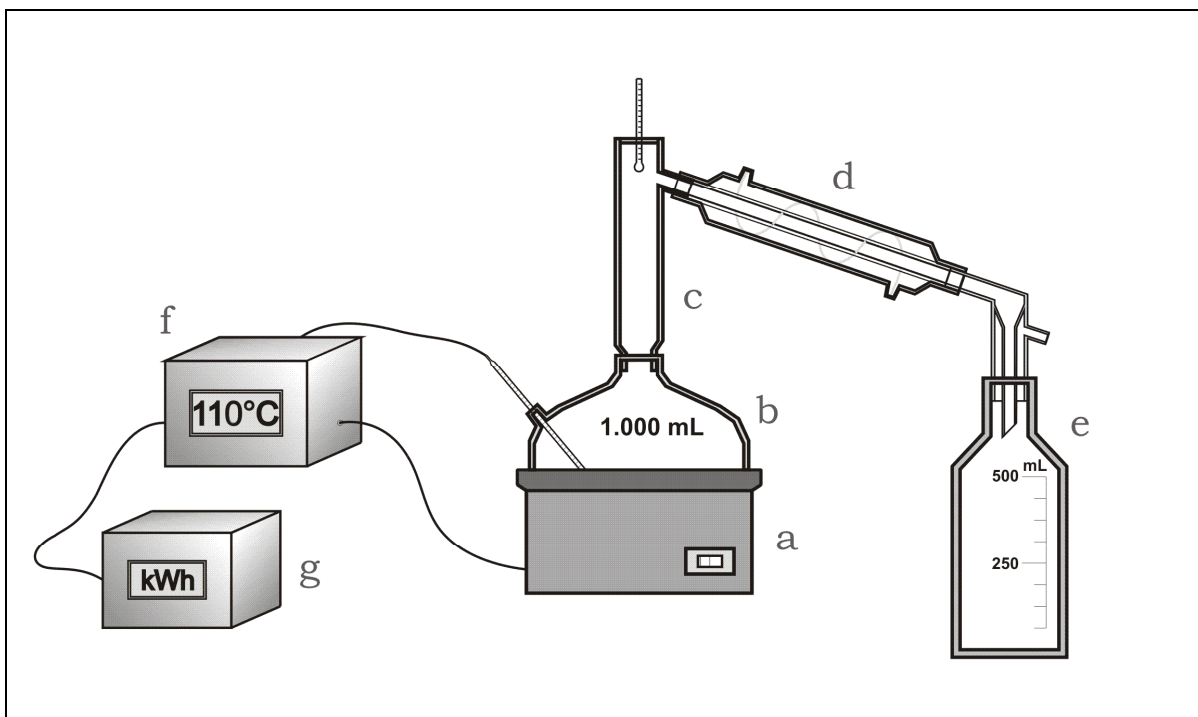
Os frascos utilizados para armazenar as amostras de condensado e concentrado antes de serem analisados, provenientes da evaporação/destilação dos lixiviados, foram de vidro e igualmente lavados com detergente neutro *Extran®* a 5%, e posteriormente enxaguados com água destilada e deionizada (APHA, 2005).

#### 4.5. APARATO EXPERIMENTAL

As vidrarias tradicionais utilizadas para este experimento de bancada foram: (i) um balão para destilação com três bocas curtas angulares, fundo redondo e capacidade para 2.000 mL; (ii) uma coluna de destilação lisa, 28 cm de comprimento; (iii) um condensador de Liebig tipo liso, duas juntas, 30 cm de comprimento e capacidade para 300 mL de água corrente e resfriada; e (iv) um frasco lavador de gás adaptado, tipo Dreschel, para coleta do condensado, capacidade para 500 mL, graduado em 5 mL. Todas as vidrarias fornecidas pela DIST.

Os equipamentos eletrônicos empregados foram os seguintes: (i) uma manta aquecedora FISATOM/M-202; (ii) um controlador de temperatura digital DIST/DI-530, com termômetro digital acoplado para ajuste; legibilidade de 1 °C; e (iii) um medidor de consumo de energia YOKOGAWA/MCP-5000; faixa de medição 0-9.999 kWh; legibilidade de 1 Wh. Foi fixado um termômetro de escala decimal e enchimento a Hg, no topo da coluna de destilação. O bulbo deste termômetro permaneceu no centro da coluna no nível da entrada do condensador. A representação esquemática do aparato experimental utilizado no estudo em escala laboratorial é apresentada na Figura 4-2.

O balão de destilação foi disposto no interior de uma manta aquecedora que forneceu energia ao sistema em forma de calor, através do ajuste controlado de temperatura. A manta aquecedora foi conectada a um controlador de temperatura provido de um termômetro digital, que foi introduzido na massa líquida para que a energia fornecida pela manta, em forma de calor, fosse controlada após o prévio ajuste de temperatura. Foi ainda acoplado um medidor de consumo de energia com o propósito de quantificar os gastos energéticos (Figura 4-2).



**Figura 4-2.** Representação esquemática do aparato experimental: (a) manta aquecedora; (b) balão de destilação; (c) coluna de destilação; (d) condensador; (e) frasco armazenador do efluente condensado; (f) controlador de temperatura; e (g) medidor de consumo de energia.

#### 4.6. MÉTODOS ANALÍTICOS

O procedimento das análises físico-químicas foi determinado segundo os métodos padrões usualmente utilizados na literatura, descritos conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), com a finalidade de obter precisão e confiabilidade nos valores mensurados. A Tabela 4-1 detalha os métodos e os equipamentos empregados neste trabalho para a caracterização das amostras brutas, condensadas e concentradas. As amostras do lixiviado bruto, condensado e concentrado foram caracterizadas e analisadas no mesmo dia da coleta e dos ensaios, exceto DQO, COT e N-NH<sub>3</sub>, que foram congeladas seguindo as recomendações de CETESB (1987) e APHA (2005), e posteriormente analisadas.

**Tabela 4-1**

Procedimentos metodológicos para as análises.

Parâmetro	Método Analítico	Referência (APHA, 2005)	Equipamentos	
pH	Eletrométrico	4500-H <sup>+</sup> B	pHmetro ALFAKIT/AT-310	[1]
DQO	Colorimétrico, Refluxo Fechado	5220 D	Espectrofotômetro HATCH/DR-4000U	[2]
COT	Por Combustão	5310 B	TOC-V SHIMADZU/CPH	[3]
N-NH <sub>3</sub>	Destilação/Titulométrico	4500-NH <sub>3</sub> B/4500-NH <sub>3</sub> C	Destilador VELP/UDK-132	[4]
Cl <sup>-</sup>	Potenciométrico	4500-Cl <sup>-</sup> D	Analizador de íons seletivos ORION/720A+	[5]
Condutividade	Condutivímetro	2510 B	Condutivímetro LUTRON/CD-4303	[6]
Alcalinidade	Titulométrico	2320 B	pHmetro ALFAKIT/AT-310	[7]
Sólidos Totais	ST secos a 103-105°C	2540 B	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220	[8]
Sólidos Fixos Totais	SF por ignição a 550°C	2540 E	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220	[8]
Sólidos Voláteis Totais	SV por ignição a 550°C	2540 E	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220	[8]
Sólidos Dissolvidos Totais	TDS secos a 180°C	2540 C	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220	[9]
Sólidos Suspensos Totais	STS secos a 103-105°C	2540 D	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220	[9]

[1] Legibilidade de 0,01 pH

[2] Diluição de 1:20 para Concentrado; Diluição de 1:10 para Bruto; Sem diluição para Condensado

[3] Diluição de 1:10 para Condensado; Diluição de 1:100 para Bruto e Concentrado

[4] Diluição de 1:10 e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,2 N para Condensado e Bruto; Diluição de 1:4 e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,02 N para Concentrado

[5] Eeletrodo de íons seletivos ORION/Ionplus-9617; Faixa de medição 1-3.550 ppm; Legibilidade de 1 ppm; Curva de Calibração (3,55-35,5-355-3550 ppm)

[6] Faixa de medição 0,1 µS.cm<sup>-1</sup> - 19,99 mS.cm<sup>-1</sup>; Legibilidade de 0,1 µS.cm<sup>-1</sup>[7] Alcalinidade em (mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>); Ponto de virada pH 4,5; H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,2 N

[8] Volume das amostras igual 100 mL, exceto para 3 amostras de Concentrado (50 mL); Tara total 220 g, Legibilidade de 0,1 mg

[9] Amostras filtradas em membrana de acetato 0,45 µm; Volume das amostras igual 10 mL; Tara total 220 g, Legibilidade de 0,1 mg

## **CAPÍTULO 5**

### **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

O item 5.1 apresentará a caracterização geral da qualidade do lixiviado bruto. Em seguida, será discutido no que diz respeito às taxas de evaporação e às concentrações obtidas para as diferentes temperaturas empregadas na primeira etapa dos ensaios (item 5.2). Ainda pela primeira etapa, será avaliada a qualidade do efluente resultante do processo de evaporação/destilação a um volume pré-definido (item 5.3). Com relação à segunda etapa de evaporação/destilação dos lixiviados, será avaliada a evolução da qualidade das alíquotas de condensado recolhidas durante a evaporação/destilação, bem como o concentrado remanescente para lixiviados com e sem ajuste prévio do pH (item 5.4).

#### **5.1. CARACTERIZAÇÃO GERAL DO LIXIVIADO**

O resultado da caracterização das amostras de lixiviado bruto provenientes do Aterro Sanitário Canhanduba está compilado na Tabela 5-1. A combinação dos lixiviados da área encerrada com a área nova é uma característica particular do Aterro Sanitário Canhanduba. Isto indica, portanto, a dificuldade em classificar o lixiviado. A tabela apresenta os valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão e o número de amostras dos parâmetros de qualidade analisados. Os valores de pH se situam entre 7,8 e 8,1. Esta faixa é esperada para lixiviados já em fase de estabilização, indicando o início da fase metanogênica. Embora o lixiviado do Aterro Canhanduba seja jovem, o sistema de tratamento recebe periodicamente contribuição dos lixiviados drenados da área já encerrada (>10 anos), tornando o lixiviado mais básico (pH de 7,9). O valor médio para pH encontrado neste estudo pode ser facilmente comparado com os valores reportados por Kang, Shin e Park (2002) para aterros de meia idade, e os de Giust, Visintin e Piccolo (2007) para aterros velhos. Ainda na Tabela 5-1, observa-se que o COT contribui praticamente com a metade da DQO. Os estudos de Ziyang et al. (2009) confirmam que valores nesta faixa da relação COT/DQO estão presentes nos lixiviados em transição para a fase metanogênica. A  $\text{N-NH}_3$ , mensurada no lixiviado bruto é elevada, sendo os valores superiores a  $1.800 \text{ mgN-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ . Altas concentrações de  $\text{N-NH}_3$  podem inibir a atividade biológica de microorganismos em tratamento preferencialmente biológico (LI e ZHAO, 2001).

**Tabela 5-1**

Caracterização do lixiviado bruto durante o período experimental.

Parâmetro	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	$\sigma$	$n$
pH	-	7,9	7,8	8,1	0,1	7
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	3.690	1.652	6.725	1.648	7
COT	mg.L <sup>-1</sup>	1.485	813	2.999	834	6
N-NH <sub>3</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	2.146	1.848	2.733	315	7
Cl <sup>-</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	4.033	2.000	6.430	2.695	7
Condutividade	μS.cm <sup>-1</sup>	15.538	14.397	17.450	1.010	7
Alcalinidade	mg.L <sup>-1</sup>	10.717	9.120	12.700	1.373	7
ST	mg.L <sup>-1</sup>	10.943	8.684	13.001	1.859	7
SFT	mg.L <sup>-1</sup>	8.882	6.939	10.881	1.629	7
SVT	mg.L <sup>-1</sup>	2.061	1.616	2.743	340	7
SDT	mg.L <sup>-1</sup>	9.876	7.690	12.371	2.272	4
SST	mg.L <sup>-1</sup>	855	450	1.180	376	4

 $\sigma$  – desvio padrão;  $n$  – número de amostras; alcalinidade como CaCO<sub>3</sub>;

As amostras apresentaram grandes variações de Cl<sup>-</sup> (2.000-6.430 mgCl<sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>). Elevadas concentrações de Cl<sup>-</sup>, são esperadas para lixiviados provenientes de aterros sanitários novos e meia idade, afirmam Linde e Jönsson (1995). O valor médio dos SST é de 855 mg.L<sup>-1</sup>; quatro vezes maior que o valor reportado por Chen (1996) para um lixiviado com idade e condições similares em termos de pH, DQO e N-NH<sub>3</sub>. Altas concentrações de SST dificultam o tratamento dos lixiviados, em especial na evaporação forçada. A fração fixa de sólidos representa mais de 80% do total. A relação SVT/SFT foi de 0,23 para o lixiviado utilizado durante o experimento; isso mostra que o lixiviado já está em fase de estabilização (metanogênica). A alta concentração de SDT, presentes no lixiviado estudado, dificulta a decantação natural de sólidos presentes. A alcalinidade natural apresentou valores superiores a 10.000 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, o que assegura a grande capacidade do lixiviado em neutralizar ácidos. Pode-se comparar a caracterização geral do lixiviado do Aterro Canhanduba durante o estudo com o de Amokrane, Comel e Veron (1997), para um aterro igualmente em fase de estabilização, apresentado no Capítulo 3 (Tabela 3-1). A DQO, o COT, o Cl<sup>-</sup> e o pH estão na mesma faixa de valores que os de Amokrane, Comel e Veron (1997), enquanto que a N-NH<sub>3</sub> e os SST do presente estudo estão relativamente mais altos. As concentrações unitárias dos parâmetros referentes às sete coletas realizadas durante o estudo são apresentadas no Apêndice A.



## 5.2. TAXAS DE EVAPORAÇÃO/DESTILAÇÃO DO LIXIVIADO

A evolução do volume evaporado/destilado em função do tempo indicou que a taxa de evaporação aumentou proporcionalmente com o aumento da energia fornecida ao sistema em forma de calor (temperatura de ajuste). Os resultados para a evaporação/destilação do lixiviado ajustado a 102 °C indicaram que o tempo necessário para evaporar/destilar 500 mL superou 220 min. A taxa de evaporação não foi constante no decorrer dos ensaios, atingiu no máximo 3 mL.min<sup>-1</sup>, e alguns momentos não superou a 1 mL.min<sup>-1</sup>. Para os ensaios onde a temperatura de ajuste foi de 110 e 120 °C, o tempo necessário para evaporar/destilar 500 mL foi próximo a 110 e 100 min, respectivamente. A taxa de evaporação foi constante durante todos os ensaios, na ordem de 6 mL.min<sup>-1</sup> para 110 °C, e 7 mL.min<sup>-1</sup> para 120 °C. Aguiar e Vignoli (2007) atingiram a taxa de evaporação na ordem de 5 mL.min<sup>-1</sup>, para um sistema similar de bancada.

A Tabela 5-2 mostra a concentração média dos parâmetros analisados para o concentrado e condensado resultantes do processo de evaporação/destilação. Os dados estão compilados em colunas diferentes para os 3 ajustes de temperatura na forma de calor. Pode-se observar pela mesma Tabela 5-2, que as concentrações dos parâmetros analisados para o concentrado não apresentaram diferenças, quando comparado as 3 energias aplicadas ao sistema em forma de calor, exceto para o pH, que apresentou menor valores com o aumento da energia. Com o ajuste a 102 °C, o pH foi de 10,3 ao término dos ensaios, enquanto que a 120 °C, o pH atingiu um valor de 9,7. De forma análoga, as concentrações dos parâmetros analisados para o condensado não apresentaram variações quando comparado as diferentes energias aplicadas em forma de calor. Ou seja, não se pode correlacionar o aumento da energia fornecida ao sistema em forma de calor com maiores ou menores concentrações dos parâmetros analisados tanto para o concentrado como para o condensado. Isto pode ser parcialmente explicado pelo fato de que a variação de energia utilizada em forma de calor foi insignificante. A Tabela 5-2 mostra que as substâncias conservativas como DQO, COT, Cl<sup>-</sup>, ST, SFT, SVT, SDT e SST, permaneceram em sua grande maioria no concentrado. Os parâmetros N-NH<sub>3</sub> e CaCO<sub>3</sub>, por outro lado, foram carregados em sua grande maioria para o condensado, ou seja, N-NH<sub>3</sub> e CaCO<sub>3</sub> apresentaram maiores concentrações no condensado. As particularidades de cada parâmetro da Tabela 5-2, para o concentrado e condensado resultantes do processo de evaporação/destilação da primeira etapa do experimento, serão explicadas detalhadamente no próximo item.

**Tabela 5-2**

Comparação dos resultados obtidos para as diferentes temperaturas.

	Unidade	Concentrado						Condensado					
		102 °C		110 °C		120 °C		102 °C		110 °C		120 °C	
		Média	$\sigma$	Média	$\sigma$	Média	$\sigma$	Média	$\sigma$	Média	$\sigma$	Média	$\sigma$
<i>n</i>	-	3	-	3	-	3	-	3	-	3	-	3	-
pH	-	10,3	0,2	9,9	0,2	9,7	1	9,1	0,1	9,2	0,1	9,1	0,1
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	6.669	2.414	6.143	1.646	6.997	1.018	145	65	117	46	131	54
COT	mg.L <sup>-1</sup>	2.285	449	2.454	448	2.546	352	-	-	149 ^	134 ^	192 ^	74 ^
N-NH <sub>3</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	9	5	11	2	10	3	4.097	1.152	4.051	32	4.228	219
Cl <sup>-</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	6.800	2.778	5.600	3.928	6.500	1.323	107	6	221	81	127	24
Condutividade	μS.cm <sup>-1</sup>	14.893	495	14.537	918	14.923	150	15.457	494	15.467	604	15.183	299
Alcalinidade (CaCO <sub>3</sub> )	mg.L <sup>-1</sup>	4.567	757	4.317	1.107	5.073	1.399	15.127	575	14.893	1.228	15.053	350
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	20.439	2.904	20.664	3.391	21.900	4.396	110	95	31	12	123	34
Sólidos Fixos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	17.485	2.651	17.417	3.293	17.699	3.533	75	104	11 ^	13 ^	14	17
Sólidos Voláteis Totais	mg.L <sup>-1</sup>	2.954	707	3.240	130	4.201	1.312	36	16	24	9	109	39
Sólidos Dissolvidos	mg.L <sup>-1</sup>	18.352	2.911	18.674	2.665	20.410	3.895	94	93	15	9	100	40
Sólidos Suspensos	mg.L <sup>-1</sup>	2.087	273	1.983	717	1.490	503	25 ^	7 ^	17	12	23	23

$\sigma$  - desvio padrão

*n* - número de amostras

^ - 2 amostras

### 5.3. QUALIDADE DO EFLUENTE A UM VOLUME PRÉ-DEFINIDO

Um balanço de massa referente às frações de massa para os parâmetros analisados é apresentado na Tabela 5-3 tanto para o condensado quanto para o concentrado. Os dados mostram as diferentes concentrações atingidas para condensado e concentrado resultantes do processo de evaporação a partir do lixiviado bruto. Os resultados indicam que o pH aumentou para todos os ensaios. Para o condensado, o pH aumentou 1,2 em relação ao lixiviado bruto, enquanto que para o concentrado, o pH aumentou 2,1. Rehman (2003) reportou um aumento entre 1,1 e 1,6 para um experimento de evaporação por contato direto, apesar de que os valores mensurados por Rehman (2003) tenham sido maiores no condensados ao invés do concentrado, como no presente estudo. Espera-se que a volatilização dos ácidos orgânicos durante o processo de evaporação resultem no aumento do pH tanto para o condensado como para o concentrado. Os valores de condutividade, por outro lado, não sofreram grandes alterações após o processo de evaporação. Para o concentrado houve uma ligeira queda (<5%) em relação ao bruto. Já o condensado permaneceu estável na faixa de  $15.400 \mu\text{S.cm}^{-1}$ .

Os dados da Tabela 5-3 mostram que DQO e COT ficaram retidos no concentrado após a evaporação/destilação. Valores de  $6.600 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $2.428 \text{ mgCOT.L}^{-1}$  foram encontrados no concentrado, enquanto que apenas  $131 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $171 \text{ mgCOT.L}^{-1}$  foram carregados para o condensado. O valor ligeiramente superior de COT em relação à DQO no condensado pode ter ocorrido devido ao menor número de amostras realizadas para o COT (Tabela 5-3). A fração de massa para DQO no concentrado correspondeu a 90%; enquanto que no condensado a fração foi menor que 2%. Estes resultados são comparáveis com aqueles encontrados por Birchler et al. (1994) para um evaporador em escala de laboratório, onde 98% da DQO permaneceu no concentrado, embora a concentração inicial estivesse bem inferior ( $165 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ ). Os resultados apresentados por Amsoneit (1985) se parecem com os analisados neste estudo em termos de remoção da DQO e do COT. Para a DQO, Amsoneit (1985) obteve uma remoção na ordem de 97%, e atingiu  $68 \text{ mgCOT.L}^{-1}$  no condensado, embora o processo de destilação utilizado pelo autor foi composto por duas fases. A *performance* alcançada por Di Palma et al. (2002) para remoção de COT foi superior em relação ao presente estudo. Enquanto 6% de COT foi carregado para o condensado neste estudo, Di Palma et al. (2002) mensuraram apenas 1% no condensado, para frações similares.

**Tabela 5-3**

Balanço de massa para o condensado e concentrado do lixiviado.

	Bruto		Concentrado				Condensado				$\Sigma$ FM <sup>ooo</sup>
	Média	<i>n</i>	Média	MT <sup>o</sup>	FM <sup>oo</sup>	<i>n</i>	Média	MT <sup>o</sup>	FM <sup>oo</sup>	<i>n</i>	
	mg.L <sup>-1</sup>	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg	[%]	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg	[%]	-	
pH <sup>^</sup>	7,9	7	10,0	-	-	9	9,1	-	-	9	-
DQO	3.690	7	6.603	3.302	89,5	9	131	65	1,8	9	91,2
COT	1.485	6	2.428	1.214	81,8	9	171	85	5,8	4	87,5
N-NH <sub>3</sub>	2.146	7	10	5	0,2	9	4.125	2.063	96,1	9	96,4
Cl <sup>-</sup>	4.033	7	6.300	3.150	78,1	9	136	68	1,7	9	79,8
Condutividade <sup>^^</sup>	15.538	7	14.784	-	-	9	15.369	-	-	9	-
Alcalinidade (CaCO <sub>3</sub> )	10.717	7	4.652	2.326	21,7	9	15.024	7.512	70,1	9	91,8
Sólidos Totais	10.943	7	21.001	10.500	96,0	9	88	44	0,4	9	96,4
Sólidos Fixos Totais	8.882	7	17.533	8.767	98,7	9	36	18	0,2	9	98,9
Sólidos Voláteis Totais	2.061	7	3.465	1.733	84,1	9	56	28	1,4	9	85,4
Sólidos Dissolvidos	9.876	4	19.145	9.573	96,9	9	69	35	0,4	9	97,3
Sólidos Suspensos	855	4	1.853	927	108,4	9	21	11	1,2	9	109,6

<sup>o</sup> Massa Total [Produto da concentração média pelo volume da amostra (500 mL)]

<sup>oo</sup> Fração de Massa [razão da Massa Total do parâmetro pela Massa do bruto]

<sup>ooo</sup> Somatória das Frações de Massa do concentrado e condensado

<sup>^</sup> adimensional

<sup>^^</sup>  $\mu\text{S.cm}^{-1}$

*n* - número de amostras

Por ser uma substância volátil, a  $\text{N-NH}_3$  foi carregada em sua grande maioria para o condensado. No condensado, investigado neste estudo, a  $\text{N-NH}_3$  apresentou valores superiores a  $4.000 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ . Esta concentração indica que 96% da  $\text{N-NH}_3$  foi arrastada em termos de fração de massa. Menos de 1 % permaneceu no concentrado, sendo que o restante (>3,5%) não foi computado. É possível que parte da  $\text{N-NH}_3$  na fase gasosa tenha emanado para fora do sistema, embora o aparato experimental tenha sido concebido para trabalhar em regime fechado. Rehman (2003), que estudou a evaporação de lixiviados por troca de calor direta, obteve grandes perdas de amônia para a atmosfera. Os resultados obtidos a partir deste estudo corroboram aqueles do estudo de Aguiar e Vignoli (2007), que mensuraram valores na faixa entre  $3.100$  e  $3.950 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$  para alíquotas referentes a 25% do volume inicial evaporado/destilado. Xu et al. (2006) obtiveram  $1.660 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$  no condensado, um valor menor ao deste estudo, embora o lixiviado de entrada apresentasse um valor igualmente menor ( $1.700 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ ). Como o volume total evaporado por Xu et al. (2006) foi de 90% do lixiviado de entrada, a fração de massa foi de apenas 10% de  $\text{N-NH}_3$  no condensado. O modelo proposto por Marks, Luthy e Diwekar (1994), para simular os diferentes processos de evaporação do lixiviado, atingiu 97% de eficiência para remoção de  $\text{N-NH}_3$  proveniente de um lixiviado bruto básico (pH de 10), em um evaporador do tipo Flash. Os valores são próximos aos deste estudo, embora o lixiviado tenha sido inicialmente caracterizado com menos de  $580 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ .

Embora  $\text{Cl}^-$  esteja presente em substâncias conservativas, a fração de massa no concentrado não atingiu 79% em relação ao total presente no lixiviado bruto. Uma pequena parcela (< 2%) foi carregada ao condensado, equivalente a  $136 \text{ mgCl}^-\text{L}^{-1}$ . O balanço de massa total apresentado como a somatória das duas frações não atingiu 80% da massa inicial contida no bruto. As principais causas para este desaparecimento de massa provavelmente foram causadas pela adesão na superfície interna do balão de destilação por parte das substâncias que compõem  $\text{Cl}^-$  junto aos sólidos durante o processo de evaporação; assim como a imprecisão do método analítico para amostras com elevadas concentrações. Em seu experimento, Rehman (2003) alcançou uma fração de massa no concentrado de 67%, ou seja, menor ao deste estudo, embora o volume evaporado tenha sido na ordem de 90% do inicial, contra 50% do presente estudo. Estes resultados indicam que o aumento do volume evaporado do lixiviado inicial, a fração de massa computada diminui. Em parte, este fato ocorreu devido à maior perda de matéria sólida aderida no aparato experimental.

Pode-se observar ainda na Tabela 5-3 o balanço de massa para toda a série de sólidos analisados nesta etapa. O resultado do balanço de massa para os sólidos totais mostrou que próximo de 96% do total permaneceu no concentrado, valor que representa 21.000 mg.L<sup>-1</sup>; enquanto que menos de 0,5% foi carregado para o condensado (88 mg.L<sup>-1</sup>). Os 3,5% remanescentes não puderam ser computados. As principais causas podem ser atribuídas a: (i) parte dos sólidos é composto por matéria volátil, e pode ter sido volatilizado às altas temperaturas expostas; (ii) parte da matéria aderiu à superfície interna do balão de destilação; e (iii) parte dos sólidos podem ter sido decompostos ou solubilizados. O condensado resultante do processo de evaporação/destilação permaneceu límpido, com apenas 88 mg.L<sup>-1</sup> de sólidos totais, sendo que 69 mg.L<sup>-1</sup> destes eram de sólidos dissolvidos. O baixo valor encontrado para sólidos no condensado foi igualmente reportado por Ettala (1998), no evaporador em escala real do tipo filme. É esperado que a concentração de sólidos fixos esteja presente em maiores concentrações que os sólidos voláteis no lixiviado de aterro sanitário. No presente estudo, o concentrado da evaporação/destilação seguiu o padrão esperado, todavia, o valor aferido para os sólidos voláteis no condensado foi superior aos fixos. A razão para isto não é clara, embora possa ser atribuída ao fato de que os sólidos voláteis tendem em ser carregados junto do destilado com maior facilidade. Outra razão pode ser atribuída ao fato de as concentrações mensuradas para os sólidos voláteis (56 mg.L<sup>-1</sup>) e fixos (36 mg.L<sup>-1</sup>) serem bastante pequenas, e com isso, a precisão do método utilizado possa ter interferido nos resultados, dizem Sawyer e McCarty (1978). Os valores unitários de cada parâmetro analisado no balanço de massa estão apresentados no Apêndice B. Os resultados para sólidos suspensos mostram que sua fração de massa no concentrado excede a massa contida no lixiviado bruto. Presume-se que esta pequena diferença tenha sido influenciada pelo método analítico utilizado (vide seção 4.6), onde o volume para a amostragem de sólidos suspensos utilizado foi de 10 mL.

A alcalinidade (CaCO<sub>3</sub>), assim como a N-NH<sub>3</sub>, foi carregada em grande parte para o condensado durante a evaporação/destilação. 70% do total presente no lixiviado bruto foi mensurado no condensado, enquanto que próximo a 21% foi retido no concentrado. A Resolução CONAMA Nº 357 de 2005, que estabelece as condições e os padrões de lançamento de efluentes em corpos de água, não faz menção de valores limites para alcalinidade. Todavia, as concentrações analisadas para N-NH<sub>3</sub> no condensado, decisivamente não se enquadram com o limite máximo aceitável pela Resolução, que é de 20 mgN.L<sup>-1</sup>.

## 5.4. ANÁLISE DAS ALÍQUOTAS DO CONDENSADO E CONCENTRADO

Neste item são apresentados os resultados referentes às alíquotas do condensado durante a evaporação/destilação e do concentrado remanescente referentes à segunda etapa do experimento, descrito pela Figura 4-1. Os valores de DQO,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{N-NH}_3$ , ST, SFT e SVT são apresentados separadamente.

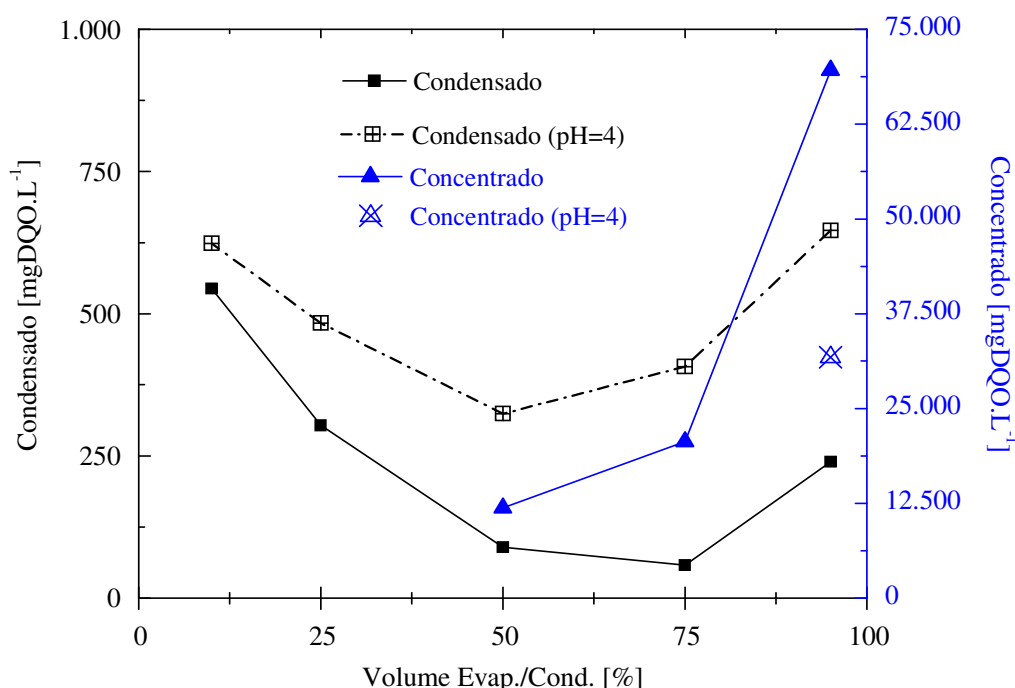
### 5.4.1. Evolução da qualidade da DQO

O gráfico da variação da concentração de DQO no condensado ao longo do volume evaporado/destilado é ilustrado na Figura 5-1, bem como a evolução da DQO remanescente no concentrado ao término do ensaio. Verificam-se duas etapas distintas na variação de DQO, uma é a evaporação/destilação do lixiviado bruto *in natura*, enquanto que a outra se refere à evaporação/destilação dos lixiviados brutos previamente acidificados com ácido sulfúrico a um pH igual a 4. Para a evaporação com lixiviado *in natura*, a primeira alíquota recolhida apresentou valores acima de  $500 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ . Após isto, decresceu progressivamente até atingir um valor próximo a  $50 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ , na alíquota que refere a 75% do total evaporado. Devido o rápido carreamento dos COV no início, a DQO apresentou valores altos no início. A estabilidade das substâncias húmicas presentes no lixiviado, por outro lado, foi à principal razão desta queda. A partir desta alíquota, observou-se um ponto de virada, onde a DQO volta a subir e atinge um valor próximo a  $250 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  na última alíquota coletada (95% do volume evaporado). Um indicativo para este aumento, segundo Di Palma et al. (2002), é a tendência da fração densa dos compostos orgânicos ser carregada no momento em que o volume remanescente se torna escasso. Os resultados obtidos a partir das alíquotas sem acidificação durante a evaporação condiz com os ensaios realizados por Yue et al. (2007), para um pH igual a 7,8. Entretanto, Yue et al. (2007) não observaram o ponto de virada, visto que os ensaios se encerraram antes de 80% do volume inicial ter sido evaporado.

Uma correlação interessante pode ser feita entre os valores mensurados para a terceira alíquota de condensado, equivalente a metade do volume evaporado (Figura 5-1), e o valor de condensado para DQO na Tabela 5-3, onde metade do volume inicial foi igualmente evaporado. Os valores foram de  $90 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $131 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ , respectivamente. Menores concentrações analisadas nesta etapa das alíquotas eram esperadas, visto que parte da DQO já havia sido removida nas primeiras alíquotas recolhidas.

Análogo à evaporação do lixiviado *in natura*, o condensado da amostra acidificada teve valores expressivos de DQO no início e decresceu para valores próximos a 350 mgDQO.L<sup>-1</sup>, quando metade do volume inicial havia sido evaporado. Após isto, aumentou para valores próximos de 650 mgDQO.L<sup>-1</sup> na última alíquota. A Figura 5-1 indica que a concentração de DQO no condensado do lixiviado acidificado se manteve sempre superior ao lixiviado sem ajuste de pH. Yue et al. (2007) explicam que em meio ácido, a maioria dos AOV, como ácido acético, ácido propanóico e ácido butanóico, contribuintes para a DQO, estão preferencialmente presentes na forma de moléculas ao invés de íons. Portanto, nas condições onde o pH for baixo, o tratamento de lixiviados por evaporação não é adequado para produzir um condensado com valores baixos de DQO, caso o bruto venha a conter grandes concentrações de AOV.

Ettala (1998) reportou valores de 30 mgDQO.L<sup>-1</sup> no condensado após a evaporação de 82% do lixiviado bruto previamente acidificado, ou seja, uma concentração 14 vezes menor que o valor representativo para a soma das frações equivalentes do presente estudo. No entanto, como a concentração inicial de DQO para o estudo de Ettala (1998) era 15 vezes menor ao deste estudo, pode-se concluir que a dinâmica deste parâmetro foi similar.



**Figura 5-1.** Variação da DQO [mgDQO.L<sup>-1</sup>] presente no lixiviado condensado e concentrado em função do volume evaporado [%], com e sem acidificação prévia.



A DQO remanescente no concentrado foi maior quanto maior foi o volume de lixiviado evaporado (Figura 5-1). Para os ensaios sem ajuste, a DQO no concentrado aumentou de 12.000 mgDQO.L<sup>-1</sup> para 70.000 mgDQO.L<sup>-1</sup> quando o volume total evaporado passou de 50 para 95% do inicial. Ou seja, quanto menor o volume remanescente no concentrado, maior foi a concentração de DQO. A DQO de 70.000 mgDQO.L<sup>-1</sup> (para 5% de remanescente) foi 19 vezes maior que a concentração presente no lixiviado bruto (Tabela 5-1). Proporcionalmente, o presente estudo mostrou ser mais eficiente para a remoção de DQO que o experimento descrito por Birchler et al. (1994), ambos sem acidificação prévia.

O valor encontrado de 12.000 mgDQO.L<sup>-1</sup> para o concentrado após 50% do volume inicial ter sido evaporado sem acidificação prévia (Figura 5-1), foi duas vezes maior que o valor médio mensurado para a mesma fração de concentrado apresentado na Tabela 5-3. Esta diferença pode ser explicada em parte pelo fato de que as concentrações médias para DQO nos lixiviados brutos utilizados para esta etapa estarem 25% maior que a da etapa anterior. Os valores referentes aos lixiviados brutos utilizados nesta etapa (quarta, quinta e sexta semana) podem ser observados no Apêndice A.

O concentrado resultante da evaporação do lixiviado previamente acidificado apresentou valores da ordem de 32.000 mgDQO.L<sup>-1</sup> para amostras onde 50 mL do volume inicial remanesceu como concentrado (Figura 5-1). Pode-se observar ainda que a DQO do lixiviado previamente acidificado foi 2 vezes inferior à concentração da amostra *in natura*. Em parte, isto é decorrente das elevadas concentrações de DQO nas alíquotas de condensado providas do lixiviado acidificado, quando comparado com as mesmas alíquotas das amostras *in natura* (vide discussão acima).

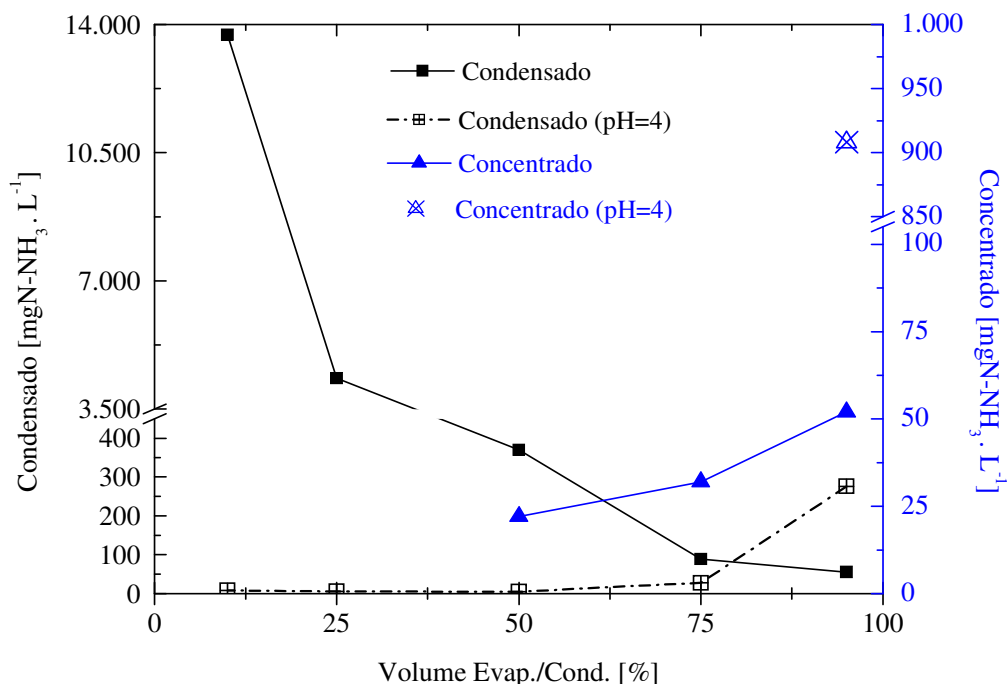
Portanto, a maior eficiência alcançada por este sistema de bancada ocorreu quando 95% do volume inicial de lixiviado sem acidificação foi evaporado. Para esta condição, o sistema concentrou aproximadamente 96% da DQO em relação ao bruto, em um volume remanescente de apenas 50 mL (5%). Os valores encontrados no presente estudo são da mesma ordem de magnitude como aqueles obtidos por Li e Zhao (2001), Silva (2007), Timur e Öztürk (1999) e Yang e Zhou (2008), para simulações do tratamento biológico em escala piloto e laboratorial. Por outro lado, Pi et al. (2009), Silva, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2004) e Waara et al. (2003) alcançaram menor eficiência para a remoção da DQO em estudos por processos físico-químicos.

#### 5.4.2. Evolução da qualidade da amônia ( $N-NH_3$ )

A evolução da concentração de  $N-NH_3$  no condensado após alíquotas serem recolhidas durante os ensaios de evaporação/destilação é apresentada na Figura 5-2. A concentração de  $N-NH_3$  remanescente no concentrado após o término dos ensaios é igualmente apresentada. A partir dos dados, pode ser observado que a primeira alíquota do condensado, do lixiviado sem ajuste prévio, apresentou um valor próximo a  $14.000 \text{ mgN-NH}_3.L^{-1}$ . Concentrações altas como esta ainda não foram reportadas na literatura. No decorrer do ensaio observou-se que a concentração de  $N-NH_3$  decresce rapidamente. Para a terceira alíquota retirada, o valor médio foi próximo a  $400 \text{ mgN-NH}_3.L^{-1}$ , e atingiu um valor próximo a  $50 \text{ mgN-NH}_3.L^{-1}$  na última alíquota recolhida. Como uma substância volátil, a  $N-NH_3$  foi carregada em grande parte para o condensado durante a primeira metade do ensaio.

A acidificação prévia do lixiviado teve como o principal objetivo impedir o arraste de  $N-NH_3$  para o condensado. A Figura 5-2 apresenta valores em torno de  $5 \text{ mgN-NH}_3.L^{-1}$  no condensado referente às primeiras 4 alíquotas retiradas do lixiviado previamente acidificado. Para baixos valores de pH em meio líquido, reportam Birchler et al. (1994), mais íons  $H^+$  estão disponíveis e, conseqüentemente, podem converter os componentes da  $N-NH_3$  em íons  $NH_4^+$ . Na fase líquida, o íon  $NH_4^+$  é mais estável que  $N-NH_3$ . Em outras palavras, sob baixo pH, a  $N-NH_3$  não é volátil, e portanto é retida no concentrado durante a evaporação. A partir da quarta alíquota retirada (75%), observou-se um aumento na concentração de  $N-NH_3$ , que atingiu  $250 \text{ mgN-NH}_3.L^{-1}$  para a última alíquota recolhida (95% do volume evaporado). Este comportamento está correlacionado com o aumento de pH durante a evaporação do lixiviado, analisado e comentado no item 5.3 (Tabela 5-3).

Mesmo que a  $N-NH_3$  mensurada para o condensado tenha apresentado baixas concentrações nas quatro primeiras alíquotas do lixiviado previamente acidificado, é interessante comparar estes resultados com outros estudos na literatura para ensaios similares. Quando comparado os resultados obtidos neste estudo para a primeira alíquota recolhida (10% do volume) com os de Aguiar e Vignoli (2007), para um volume equivalente, observa-se que as concentrações deste estudo foram ligeiramente menores para o mesmo ajuste de pH.



**Figura 5-2.** Variação de N-NH<sub>3</sub> [mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>] presente no lixiviado condensado e concentrado em função do volume evaporado [%], com e sem acidificação prévia.

Uma pequena fração de N-NH<sub>3</sub> remanescente no concentrado foi observado para os ensaios sem ajuste de pH (Figura 5-2). A concentração subiu de 25 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> quando 50% do volume total foi evaporado para 55 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> quando 95% foi igualmente evaporado. A redução do volume remanescente, de 500 para 50 mL, foi provavelmente uma das causas relacionadas com o aumento da concentração nos remanescentes. Pode-se observar também que baixas concentrações foram carregadas para o condensado nas últimas alíquotas e, consequentemente influenciaram este leve aumento nos remanescentes. Birchler et al. (1994), ao contrário deste estudo, não mensuraram N-NH<sub>3</sub> no concentrado remanescente após o lixiviado sem acidificação prévia ter sido evaporado. Uma explicação para este fenômeno pode ter sido pelo fato de que a concentração inicial de N-NH<sub>3</sub> no lixiviado bruto utilizado por Birchler et al. (1994) tenha sido de apenas 43,3 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, ou seja, 50 vezes menor que a deste estudo. A concentração de N-NH<sub>3</sub> remanescente apresentado na Figura 5-2 foi superior em 15 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, quando comparado com a Tabela 5-3 para as mesmas frações. Embora não se pode afirmar que exista uma real diferença entre estes dois valores, devido à grande variabilidade dos valores individuais mensurados nesta última etapa.

O concentrado resultante da evaporação do lixiviado previamente acidificado foi próximo de  $900 \text{ mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$  após a amostra inicial ter sido evaporada 95% em volume. Este valor mensurado é baixo quando comparado com estudos prévios realizados por Birchler et al. (1994), para um processo similar, e Rehman (2003), por evaporação de contato, igualmente acidificados. Os autores conseguiram reter a N-NH<sub>3</sub> em proporções maiores que a deste estudo, mesmo o lixiviado bruto estando em menores concentrações que o do presente estudo. Uma possível causa para os baixos valores de N-NH<sub>3</sub> encontrado no concentrado previamente acidificado do presente estudo, pode ter sido o reflexo da elevada capacidade tampão dos lixiviados do Aterro Canhanduba ( $>10.000 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ ), dificultando a estabilização do pH durante os ensaios. Por conseguinte, a N-NH<sub>3</sub> foi carregada em parte para o condensado e atmosfera. Odores típicos de N-NH<sub>3</sub> foram perceptíveis após o intervalo de tempo referente a 50-60% de volume ter sido evaporado. Estes odores, por outro lado, foram perceptíveis desde o início da evaporação para amostras sem ajuste de pH.

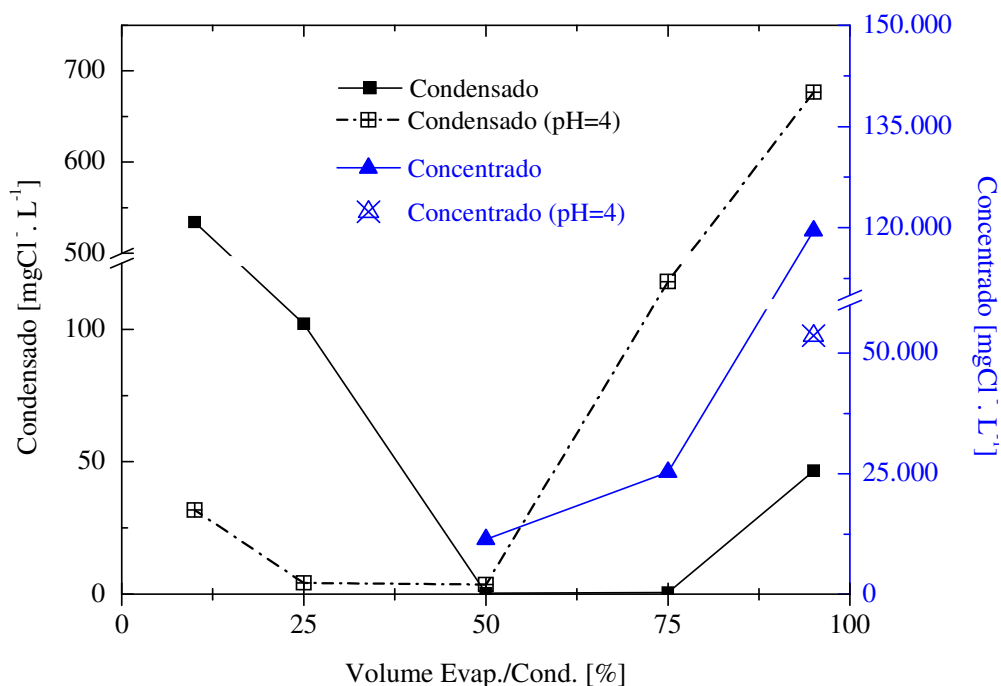
Se comparado os valores da Figura 5-2 com a Figura 5-1, pode-se observar claramente uma diferença no que tange ao comportamento da DQO e N-NH<sub>3</sub> frente aos ensaios de evaporação sem o ajuste prévio de pH. Enquanto a N-NH<sub>3</sub> apresenta elevadas concentrações no condensado e baixos valores nas alíquotas de concentrado, a DQO, por outro lado, está presente em baixas concentrações no condensado e altos valores no concentrado. Ou seja, o processo de evaporação/destilação proposto nesta etapa, sem ajuste de pH, não foi viável como um tratamento único para a remoção dos dois parâmetros. A acidificação prévia, por outro lado, mostrou ser mais eficiente para a remoção dos dois parâmetros, sobretudo no intervalo que compreende 70-80% do volume inicial evaporado, considerando este modelo de bancada proposto para o estudo.

Pode-se concluir, portanto, que 65% de N-NH<sub>3</sub>, em termos de massa presente no lixiviado sem ajuste prévio de pH, foi carregada quando apenas 10% do volume foi evaporado/destilado. Após 25% de o total ter sido evaporado, 92% da N-NH<sub>3</sub> já havia sido carregada para o condensado. Por outro lado, quando acidificado, o condensado resultante teve uma eficiência de remoção de 97%, ou seja, menos de 3% da fração de N-NH<sub>3</sub> foi carregada para o condensado. Os dados deste estudo sugerem que a remoção N-NH<sub>3</sub> do lixiviado acidificado apresentou melhores resultados quando comparado com a técnica de *air stripping* para a remoção de N-NH<sub>3</sub>, aplicada por Marttinen et al. (2002) e Ozturk et al. (2003).

### 5.4.3. Evolução da qualidade de $Cl^-$

Os resultados das análises de  $Cl^-$  durante a evaporação dos lixiviados estão apresentados no gráfico referente à Figura 5-3. As concentrações de  $Cl^-$  apresentaram valores elevados na fração remanescente (concentrado) da evaporação sem acidificação prévia do lixiviado. Os valores de  $Cl^-$  para as duas últimas frações do concentrado, equivalentes a 25 e 5% do lixiviado remanescente, apresentaram valores na ordem de 25.000 e 120.000  $mgCl^- \cdot L^{-1}$ , respectivamente. As altas concentrações acima expostas para  $Cl^-$  indicam que a maior parte dos cloretos pode estar na forma de sais, sendo, portanto estáveis à evaporação.

Similar aos resultados acima expostos com lixiviado sem ajuste, o concentrado resultante da evaporação do lixiviado previamente acidificado apresentou alta concentração. Entretanto, o valor mensurado para o lixiviado acidificado foi de apenas 55.000  $mgCl^- \cdot L^{-1}$ , ou seja, bem inferior ao lixiviado sem ajuste. Para o estudo de Rehman (2003), a fração de massa de cloretos retidos no concentrado diminuiu de 67 para 36%, com a variação no pH de 7,5 para 3,5. Assim sendo, quando acidificado, ambos os estudos apresentaram menores valores de  $Cl^-$  no concentrado retido.



**Figura 5-3.** Variação de  $Cl^-$  [ $mgCl^- \cdot L^{-1}$ ] presente no lixiviado condensado e concentrado em função do volume evaporado [%], com e sem acidificação prévia.

A variação de  $\text{Cl}^-$  no condensado sem acidificação (Figura 5-3) decresceu de um valor próximo a  $540 \text{ mgCl}^-. \text{L}^{-1}$  na primeira alíquota recolhida para um valor próximo a zero na terceira alíquota. A partir deste ponto, a concentração de  $\text{Cl}^-$  se manteve estável sem grandes alterações até o momento em que a alíquota referente a 75% do volume evaporado foi recolhida. Na última alíquota analisada, ocorreu um ponto de virada, ou seja, a concentração de  $\text{Cl}^-$  voltou a subir para  $50 \text{ mgCl}^-. \text{L}^{-1}$ . Não se sabe ao certo o motivo deste aumento, embora este padrão foi observado igualmente para a DQO (Figura 5-1). Uma das explicações para este aumento pode ser interpretado como o carreamento de substâncias organocloradas, que estariam contribuindo simultaneamente para um aumento da DQO e  $\text{Cl}^-$ .

O comportamento de  $\text{Cl}^-$  no condensado do lixiviado com ajuste prévio de pH apresentou concentrações abaixo de  $40 \text{ mgCl}^-. \text{L}^{-1}$  na primeira alíquota recolhida. Em seguida, a concentração de  $\text{Cl}^-$  decresceu para próximo de  $5 \text{ mgCl}^-. \text{L}^{-1}$  e se manteve até o momento em que metade do volume inicial foi efetivamente evaporado. Após isto, os  $\text{Cl}^-$  voltaram a subir para valores altos, e chegou próximo de  $700 \text{ mgCl}^-. \text{L}^{-1}$  ao término do ensaio. Da mesma forma como o condensado do ensaio sem acidificação para  $\text{Cl}^-$ , que seguiu o comportamento da DQO, o condensado deste ensaio com acidificação prévia comportou de forma similar ao condensado da DQO (Figura 5-1), quando o lixiviado teve igualmente seu pH ajustado. Em outras palavras, o condensado dos ensaios de  $\text{Cl}^-$  com e sem acidificação prévia, apresentaram seus pontos de virada no mesmo momento aos respectivos pontos de virada para DQO.

A soma das concentrações de todas as alíquotas de  $\text{Cl}^-$  condensados e previamente acidificados no presente estudo foi de  $179 \text{ mgCl}^-. \text{L}^{-1}$ . Este valor não coincide com aquele encontrado por Birchler et al. (1994), onde os autores mensuraram apenas  $22,5 \text{ mgCl}^-. \text{L}^{-1}$  após evaporar 90% do lixiviado bruto igualmente acidificado a um pH igual a 4, e caracterizado inicialmente a um valor de  $1.850 \text{ mgCl}^-. \text{L}^{-1}$ .

Pode-se concluir, portanto, que a concentração de  $\text{Cl}^-$  mensurada no concentrado foi elevada. Por outro lado, o condensado apresentou uma tendência instável, tanto para o lixiviado ajustado como para o *in natura*. Maiores investigações precisam ser realizadas para elucidar as causas relacionadas com o aumento da concentração de  $\text{Cl}^-$  no condensado após parte amostra inicial ter sido evaporada.

#### 5.4.4. Série de Sólidos

A concentração dos sólidos remanescentes após a evaporação/destilação do lixiviado é apresentada na Tabela 5-4. Os sólidos estão representados como ST, SFT e SVT, em termos de concentração, massa (mg) e fração de massa (porcentagem). A concentração dos três parâmetros de sólidos (ST, SFT, SVT) aumentou conforme o fator de concentração diminuiu (Tabela 5-4). Ou seja, quanto maior o volume de lixiviado evaporado/destilado, maior as concentrações de ST, SFT e SVT foram mensuradas. Os ST, por exemplo, atingiram cerca de 21.200, 40.200 e 160.000 mg.L<sup>-1</sup> após a evaporação de 50, 75 e 95% do volume inicial, respectivamente. A fração fixa de sólidos representou mais de 80% do total, em termos da razão SFT/ST, para os ensaios onde foram evaporados 50 e 95% do volume bruto. Esta relação corrobora aquela apresentada para o lixiviado bruto. Portanto, pode ser uma indicativa de que a evaporação por ebulição com temperatura controlada não altera em grandes proporções as frações de SFT e SVT em relação ao lixiviado bruto. Muito embora, para a evaporação de 75% do volume inicial, a razão SFT/ST apresentou um valor abaixo de 65%.

A fração de massa para os ST apresentaram valores superiores a 90% para os volumes totais remanescentes equivalentes a 50 e 25%. Para um volume remanescente no concentrado equivalente a 5% (50 mL) do inicial, a fração de massa foi abaixo de 75%. Este valor baixo pode ser explicado em parte por duas razões: (i) volume de amostragem pequena (50 mL); e (ii) devido o volume total evaporado ter sido grande (95%), maiores frações da matéria sólida, por conseguinte, aderiram à superfície interna do balão de destilação. A fração de massa para SFT apresentou um valor proporcional ao de ST, superiores a 96%, quando metade do volume inicial permaneceu como concentrado. Para volumes remanescentes menores, de 25 e 5%, as frações de massa atingiram valores em torno de 70%. Ou seja, quanto maior a concentração, maiores são as frações não mensuradas. Quanto aos SVT, a fração de massa referente a 25% do volume remanescente apresentou um valor acima de um, quando comparado com a fração do equivalente no lixiviado bruto. Em outras palavras, os valores médios para os SVT remanescentes após a evaporação foram maiores que as mensuradas no bruto. A razão para isto não pode ser esclarecida, embora os valores para SVT no bruto referente às três semanas desta etapa foram ligeiramente maiores que a média das outras semanas (Apêndice A).

**Tabela 5-4**

Fração de sólidos remanescentes da evaporação dos lixiviados.

FC <sup>º</sup>		Lixiviado Bruto			ST			SFT			SVT		
		100 [%]			50 [%]			50 [%]			50 [%]		
		ST	SFT	SVT									
<i>n</i>	-	7	7	7	12	3	3	12	3	3	12	3	3
Média	mg.L <sup>-1</sup>	10.943	8.882	2.061	21.216	40.188	160.017	17.556	24.983	127.439	3.658	15.205	32.578
Máximo	mg.L <sup>-1</sup>	13.001	10.881	2.743	26.603	41.794	184.460	20.873	27.704	134.716	6.073	19.335	49.744
Mínimo	mg.L <sup>-1</sup>	8.684	6.939	1.616	16.858	37.100	144.676	13.728	22.334	123.202	2.375	12.190	20.276
$\sigma$	-	1.859	1.629	340	3.303	2.675	21.397	2.601	2.686	6.330	1.120	3.701	15.324
Massa <sup>ºº</sup>	mg	10.943	8.910	2.026	10.608	10.047	8.001	8.778	6.246	6.372	1.829	3.801	1.629
FM <sup>ººº</sup>	[%]	100	100	100	96,94	91,81	73,11	98,52	70,10	71,51	90,31	187,67	80,42

ST - Sólidos Totais; SFT - Sólidos Fixos Totais; SVT - Sólidos Voláteis Totais

$\sigma$  - desvio padrão

*n* - número de ensaios

<sup>º</sup> Fator de Concentração (em relação ao volume inicial de 1 litro)

<sup>ºº</sup> Produto da concentração média pelo volume da amostra (referente ao FC)

<sup>ººº</sup> Fração de Massa - razão da massa do parâmetro pela massa do bruto



Hercule et al. (2005) atingiram 35% de massa para ST com relação ao volume do lixiviado concentrado, após um processo de destilação em duas fases. Foi um valor representativo quando comparado a este estudo, que alcançou um máximo de 18,5% (185 g.L<sup>-1</sup>). Muito embora, o volume final do concentrado no estudo de Hercule et al. (2005) continha menos de 2% do volume inicial de lixiviado bruto, enquanto que este estudo concentrou a 5% do volume inicial. Xu et al. (2006) alcançaram um resultado próximo ao do presente estudo, com uma proporção de 25% em massa de sólidos totais secos, embora o volume remanescente de concentrado foi de 10%.

Considerando que o Aterro Sanitário Canhanduba/Itajaí gerou 5.400 metros cúbicos de lixiviado para o mês com maior vazão durante o período de estudo; e que a massa de sólidos totais remanescentes após o processo da evaporação de 95% do volume inicial, neste estudo, foi de 160.000 mg.L<sup>-1</sup>, é possível prever que este processo de tratamento produziria um volume de 270 metros cúbicos de lodo, sendo 50 toneladas de material sólido no total. O lodo poderia passar por um equipamento filtro prensa, e a fração sólida resultante ser disposta no próprio aterro. Por outro lado, se utilizado o volume de 10.500 metros cúbicos por mês (maior volume de lixiviado acumulado num mês desde o início da operação do aterro), a massa de sólidos seria de 97,5 toneladas, contidos num lodo de 525 metros cúbico.

A aderência de parte da matéria sólida na superfície interna do balão de destilação precisa ser considerada. Pois, tanto a vida útil do equipamento como a eficiência do sistema em escala real pode ser prejudicada por entupimentos e a aderência do material sólido na superfície do equipamento de evaporação.

## CAPÍTULO 6

### CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

#### 6.1. CONCLUSÕES DO TRABALHO

Um experimento em escala laboratorial foi realizado para avaliar a qualidade do efluente resultante da evaporação/destilação do lixiviado proveniente do Aterro Sanitário Canhanduba. A avaliação dos resultados obtidos na pesquisa permitiu as seguintes conclusões:

A construção do balanço de massa, na primeira etapa, para o condensado e concentrado resultantes da evaporação/destilação da metade do volume do lixiviado bruto, indicaram que mais de 90% da fração de massa para DQO e ST, e mais de 80% para COT e  $\text{Cl}^-$  foram retidos no concentrado. Por outro lado, próximo de 96% para  $\text{N-NH}_3$  e 70% para  $\text{CaCO}_3$  foram efetivamente carregados para o condensado.

As alíquotas de  $\text{Cl}^-$  e DQO retiradas durante o processo de evaporação, para a segunda etapa, tiveram oscilações similares tanto para os condensados do lixiviado *in natura* quanto para os condensados do lixiviado acidificados. As concentrações dos dois parâmetros decresceram até a terceira ou quarta alíquota recolhida. Após isto, ambas as concentrações voltaram a crescer. Apesar de uma pequena parcela de DQO e  $\text{Cl}^-$  terem sido arrastadas ao condensado, a maior parte ficou retida no concentrado. Valores na ordem  $70.000 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $120.000 \text{ mgCl}^-\text{.L}^{-1}$  foram observados no concentrado remanescente quando 95% do volume inicial foi efetivamente evaporado.

O condensado de  $\text{N-NH}_3$  sofreu grande influência do ajuste de pH. Para os ensaios com lixiviado *in natura*, grande parte foi arrastada nas primeiras alíquotas. Por outro lado, com ajuste de pH prévio, a concentração de  $\text{N-NH}_3$  carregada para o condensado foi desprezível. Deste modo, a acidificação prévia do lixiviado bruto mostrou ser bastante eficiente no que tange a retenção da  $\text{N-NH}_3$ . Porém, a acidificação pode não ser viável economicamente para lixiviados com elevada alcalinidade. Além disso, em meio ácido, os AOV estão presentes na forma de moléculas ao invés de íons, facilitando o carregamento para o condensado. Portanto, a acidificação do lixiviado bruto precisa ser cuidadosamente avaliada em cada caso.

As concentrações de sólidos remanescentes (ST, SFT e SVT) aumentaram com o aumento do volume de lixiviado evaporado. Valores na ordem de 160 gST.L<sup>-1</sup> foram mensurados no concentrado remanescente quando 95% do lixiviado bruto foi efetivamente evaporado, indicando ser um ótimo processo para a remoção de sólidos presentes no lixiviado.

Os resultados apresentados neste experimento indicam que a evaporação/destilação foi efetiva no que tange a remoção de DQO, COT, Cl<sup>-</sup> e ST. Para obter uma boa eficiência de N-NH<sub>3</sub>, verificou-se a necessidade de acidificar o lixiviado bruto antes do processo de evaporação, a fim de reter a N-NH<sub>3</sub> no concentrado. Os resultados encontrados neste estudo, somados aos estudos prévios de evaporação dos lixiviados não podem isoladamente ser considerados como uma forma plena de tratamento. Portanto, maiores investigações precisam ser realizadas para elucidar a viabilidade da evaporação/destilação como um tratamento.

## 6.2. RECOMENDAÇÕES

Analisar, ainda em escala de bancada, os compostos orgânicos voláteis (COV) das primeiras e últimas frações dos gases evaporados do lixiviado do Aterro Sanitário Canhanduba, com o objetivo principal de identificar os compostos que contribuem para a DQO, COT e Cl<sup>-</sup>.

Avaliar o comportamento do pH durante a evaporação/destilação dos lixiviados previamente acidificados, e verificar se ocorre alguma correlação com o aumento das concentrações de DQO, N-NH<sub>3</sub> e Cl<sup>-</sup> carregados para o condensado na fase final da evaporação.

Em escala piloto, realizar um levantamento dos custos operacionais com energia e reagentes necessários para atingir a qualidade desejada do efluente resultante da evaporação/destilação. Correlacionar os gastos energéticos requeridos para o processo de evaporação, extrapolando os dados do estudo em piloto, com os dados de estudos provenientes de aproveitamento energético dos gases gerados em função do tempo de vida do aterro, para o mesmo local.

Empregar outras tecnologias, na configuração em série, como pré ou pós-tratamento da evaporação/destilação, para obter um efluente de mais alta qualidade. Utilizar o *air stripping* como um pré-tratamento do lixiviado para a remoção da N-NH<sub>3</sub>; ou o emprego de osmose reversa para tratar o condensado resultante da evaporação.

## CAPÍTULO 7

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, M. R. M. P.; VIGNOLI, C. N. *Monitoramento de Parâmetros Ambientais do Processo de Evaporação de Chorume*. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2007.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. *Landfill leachate pretreatment by coagulation-floculation*. Water Research, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.

AMSONEIT, N. *Eindampfen Problematischer Deponie-Sickerwässer*. Wlb, wasser, luft und betrieb 10, p. 63-66. 1985.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21 th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC, 2005.

BAUN, A.; JENSEN, S. D.; BJERG, P. L.; CHRISTENSEN, T. H.; NYHOLM. N. *Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark)*. Journal of Contaminant Hydrology, v. 65, n. 3-4, p 269-291, 2003.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*. São Carlos: EESC-USP, Projeto REENGE, 1999. 109 p.

BIRCHLER, D. R.; MILKE, M. W.; MARKS, A. L.; LUTHY, R. G. *Landfill Leachate Treatment by Evaporation*. Journal of Environmental Engineering, ASC, v. 120, n. 5, 1994.

CALÇAS, D. A. N. Q. P.; HAMADA, J.; GIACHETI, H. *Atenuação natural de contaminantes do chorume de aterro sanitário em solos arenosos*. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. *Produção de Líquidos Percolados e Biogás em Aterros Sanitários*. Revista Saneamento Ambiental, São Paulo, n. 12, p. 28-33, 1991.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; ZANTA, V. M.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 278 p.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Guia de coleta e preservação de amostras de água*. Edmundo Garcia Agudo (Coord.), São Paulo, 1987. 150 p.

CHAN, G. Y. S.; CHU, L. M.; WONG, M. H. *Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment*. Environmental Pollution, v. 118, n. 3, p. 393-399, 2002.

CHEN, P. H. *Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall, and treatment*. Environmental International, v. 22, n. 2, p. 225-237, 1996.

CHEN, S.; SUN, D.; CHUNG, J. *Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system*. Waste Management, v. 28, n. 2, p. 339-346, 2008.

CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. London: Academic Press Limited, 1989.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. *Biogeochemistry of landfill leachate plumes*. Applied Geochemistry, v. 16, n. 7-8, p. 659-718, 2001.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, p. 58-63. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>

D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. (Coords.). *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. 2. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 372 p.

DI PALMA, L.; FERRANTELLI, P.; MERLI, C.; PETRUCCI, E. *Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis*. Waste Management, v. 22, n. 8, p. 951-955, 2002.

EISNER, P.; LEONHARD, K.; WILDERER, P. A. *Landfill Leachate Treatment by Evaporation*. Journal of Environmental Engineering, v. 22, n. 2, p. 163-164, 1996.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. *Environmental impacts of solid waste landfilling*. Journal of Environmental Management, v. 50, n. 1, p. 1-25, 1997.

ETTALA, M. *Full-Scale Leachate Treatment Using New Evaporation Technology*. Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management, v. 2, n. 2, 1998.

FERREIRA, J. A. *Aterro sanitário: alternativa para disposição de resíduos sólidos*. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, UERJ, 1999. 45 p.

FRASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; TEDIOLI, G.; NOCENTINI, M. *Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill*. Chemosphere, v. 54, n. 3, p. 335-343, 2004.

GEE, J. R. *Prediction of Leachate Accumulation in Sanitary Landfills*. Applied Research & Practice on Municipal & Industrial Waste, 4th Conf., Madison, Sept. 28 -30, 1981. University of Wisconsin, p. 170-190, 1981.

GIORDANO, G. *Análise e Formulação de Processos para Tratamento dos Chorumes Gerados em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*. 2003. 257 f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica) - Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2003.

GIRALDO, E. *Tratamiento de Lixiviados de Rellenos Sanitarios: Avances Recientes*. Revista de Ingeniería, Universidad de Los Andes, v. 14, p. 44-55, 2001.

GIUST, E.; VISINTIN, D.; DEL PICCOLO, C. *A combination of cogeneration of evaporation and membrane technique for landfill leachate treatment*. Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy, 2007.

HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. *Concepção do sistema de tratamento de chorume para o aterro sanitário de Ilhéus-BA*. IX Simpósio luso-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. Porto Seguro-BA. p 1515-1524. 2000.

HAMADA, J.; SILVA, C. L.; GIACHETI, H. L. *Análise crítica de sistemas para tratamento de chorume de aterros para resíduos sólidos urbanos*. In: Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável & Nisam, Florianópolis, 2004.

HERCULE, S.; TARAMINI, V.; SAMAT, P.; GIUST, E.; BIQUELLON, R. *Cogeneration and evaporation: an example of leachate treatment*. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy, 2005.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Contagem da população, 2007*. Acesso em 13 de Maio de 2009. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/defaulttab.shtm>

ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. *Treatment of leachate by eletrocoagulation using aluminium and iron electrodes*. Journal of Hazardous Materials, v. 154, n. 1-3, p.381-389, 2008.

IM, J-H.; WOO, H-J.; CHOI, M-W.; HAN, K-B.; KIM, C-W. *Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system*. Water Research, v. 35, n. 10, p. 2403-2410, 2001.

JUNQUEIRA, F. F.; SILVA, A. R. L.; PALMEIRA, E. M. *Performance of drainage systems incorporating geosynthetics and their effect on leachate properties*. Geotextiles and Geomembranes, v. 24, n. 5, p. 311-324, 2006.

KANG, K.; SHIN, H. S.; PARK, H. *Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications*. Water Research, v. 36, n. 16, p. 4023-4032, 2002.

KJELDSSEN, P.; CHRISTENSEN, T. H. *Soil attenuation of acid phase landfill leachate*. Waste Management & Research, v. 2, n.3, p. 247-263, 1984.

KJELDSSEN, P.; CHRISTOPHERSEN, M. *Composition of leachate from old landfills in Denmark*. Waste Management & Research, v. 19, n.3, p. 249-256, 2001.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. *Present and long-term composition of municipal solid leachate*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KOERNER, R. M.; SOONG, T. Y. *Leachate in landfills: the stability issues*. Geotextiles and Geomembranes, v. 18, n. 5, p 293-309, 2000.

- LEDESMA, M. T. O.; GÓMEZ, J. S.; RIVERA, R. C.; VALENCIA, N. R. *Método de Balance de Água para la Estimación de la Generación de Líquidos Percolados em Rellenos Sanitarios*. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000.
- LI, X. Z.; ZHAO, Q. L. *Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment*. Chemosphere, v. 44, n. 1, p. 37-43, 2001.
- LIMA, L. M. Q. *Lixo: Tratamento e Biorremediação*. 3. ed. São Paulo: Hemus, 1995. 265p.
- LINDE, K.; JÖNSSON, A. S. *Nanofiltration of salt solutions and landfill leachate*. Desalination, v. 103, n. 3, p. 223-232, 1995.
- LO, I. M. C. *Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills*. Environmental International, v. 22, n. 4, p. 433-442, 1996.
- LU, J. C. S.; EICHENBERG, B.; STEARNS, R. J. *Leachate from Municipal Landfills, Production and Management*. Pollution Technology Review. New Jersey: Noyes Publications, 1985.
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. *Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários-experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ)*. Eng. Sanit. Ambient., v. 11, n. 2, 2006.
- MARKS, A. L.; LUTHY, R. G.; DIWEKAR, U. M. *Semi-Continuous Evaporation Model for Leachate Treatment Process Evaluation*. Environmental Progress, v.13, n.4, p 278-289, 1994.
- MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R. M.; RINTALA, J. A. *Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates*. Chemosphere, v. 46, n. 6, p.851-858, 2002.
- MÁXIMO, V. A. *Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis*. 2007. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.
- MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Upper Saddle River: Prentice Hall PTR, 1995. 521 p.
- MCISSAC, R. S.; ROWE, R. K.; FLEMING, I. R.; ARMSTRONG, M. D. *Leachate collection system design and clog development*. 6<sup>th</sup> Environmental Engineering Specialty Conference of the CSCE & 2<sup>nd</sup> Spring Conference of the Geoenvironmental Division of the Canadian Geotechnical Society, 2000.
- MEDRI, W. *Modelagem e Otimização de Sistemas de Lagoas de Estabilização para o Tratamento de Dejetos de Suínos*. 1997. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, S. C.; MARTINS, L. K. A. *Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada*. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2007.

ÖMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. *Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds*. Waste Management & Research, v. 28, n. 10, p. 1876-1891, 2008.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. *Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates*. Waste Manage, v. 23, n. 5, p. 441-446, 2003.

PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. *Microbiology of Solid Waste*, CRC Press, 1996.

PETERS, T. A. *Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration*. Desalination, v. 119, n. 1-3, p. 289-293, 1998.

PI, K. W.; LI, Z.; WAN, D. J.; GAO, L. X. *Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process*. Process Safety and Environmental Protection, v. 87, n. 3, p. 191-196, 2009.

PINEDA, M.; IGNACIO, S. *Manejo y disposición de residuos sólidos urbanos*. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 1998.

PIRES, J. C. A.; FERREIRA, J. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; MANNARINO, C. F. *Projeto Experimental de Tratamento do Chorume produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho através de 'Wetland'*. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, 2003.

PIVATO, A. RAGA, R. *Tests for the evaluation of ammonium attenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner*. Waste Management, v. 26, n. 2, p.123-132, 2006.

PORTO, M. F. S.; FREITAS, C. M.; MOREIRA, J.; SISINNO, C. *Uma Abordagem Interdisciplinar Para o Estudo dos Resíduos Sólidos Na Baixada Fluminense*. Porto Alegre, v. 2, n. 2, p. 95-103, 1998.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. *Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment*. Lancaster: Technomic Publishing Co., Inc., 1994. 339 p.

QIAN, X.; KOERNER, R. M.; GRAY, D. H. *Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction*. New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 717 p.

RADEMAKER, A. D.; YOUNG, J. C. *Analysis of Leachate from Solid Residues Produced at Urban Waste-to-Energy Facilities*. Engineering Research Institute. Iowa State University, 1980.

REHMAN, A. *Landfill leachate treatment using evaporation technology*. 2003. 235 p. Thesis of Master in Environmental Engineering. Carleton University, Ottawa, Ontario, 2003.



REINHART, D. R. *A review of recent studies on the sources of hazardous compounds emitted from the solid waste landfills: a US experience*. Waste Management & Research, v. 11, n. 3, p. 257-268, 1993.

REIS, M. F. P.; BIDONE, F. R. *Remoção de DBO e fósforo do lixiviado da compostagem em sistema de banhados construídos*. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. *Landfill leachate treatment: Review and opportunity*. Journal of Hazardous Materials, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.

ROBINSON, H. D. *State-of-the-art landfill leachate treatment systems in the UK and Ireland*. IWM Annual Exhibition & Conference, 1999.

RODRIGUES, M. C. *Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro Sanitário*. 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. *Evaluation of landfill leachate pollution and treatment*. Desalination, v. 220, n. 1-3, p. 108-114, 2008.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L. *Chemistry for Environmental Engineering*. 3<sup>rd</sup> ed. McGraw-Hill, 1978. 532 p.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. *Caracterização do Chorume do Aterro Sanitário de Bauru*. In: 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS, Porto Alegre, 2000.

SHUCKROW, A. J.; PAJAK, A. P.; TOUHILL, C. J. *Hazardous Waste Leachate Management Manual*. New Jersey: Noyes Data Corporation, 1982. 379 p.

SILVA, C. L.; SEGATO, L. M. *Tratamento de Líquidos Percolados por Evaporação Através do Aproveitamento de Gás de Aterros Sanitários*. In: 28º Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, 2002.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G. L. *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate*. Chemosphere, v. 54, n. 2, p. 207-214, 2004.

SILVA, J. D. *Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série - estudo em escala piloto*. 2007. 199 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. *Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates*. Chemosphere, v. 53, n. 7, p. 737-744, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; ELIASSEN, R. *Solid Wastes: engineering principles and management issues*. McGraw-Hill Kogakusha, Inc., 1977.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, D. A. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. [s.l.]: McGraw-Hill, 1993.

TIMUR, H.; ÖZTURK, I. *Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate*. Water Research, v. 33, n.15, p. 3225-3230, 1999.

WAARA, S.; ALLARD, A-S.; EK, M.; SVENSON, A. *Chemical and toxicological characterization of landfill leachate after treatment in a pilot scale plant using different treatment methods*. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy, 2003.

WANG, Q.; MATSUFUJI, Y.; DONG, L.; HUANG, Q.; HIRANO, F.; TANAKA, A. *Research on leachate recirculation from different types of landfills*. Waste Management, v. 26, n. 8, p. 815–824, 2006.

WU, J. J.; WU, C-C.; MA, H-W.; CHANG, C-C. *Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes*. Chemosphere, v. 54, n. 7, p. 997-1003, 2004.

XU, Y-D.; YUE, D-B.; ZHU, Y.; NIE, Y-F. *Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes*. Chemosphere, v. 64, n. 6, p. 903-911, 2006.

YANG, Z.; ZHOU, S. *The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system*. Chemosphere, v. 72, n. 11, p. 1751-1756, 2008.

YUE, D.; XU, Y.; MAHAR, R. B.; LIU, F.; NIE, Y. *Laboratory-scale experiments applied to the design of a two-stage submerged combustion evaporation system*. Waste Management & Research, v. 27, n. 5, p. 704-710, 2007.

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, Y.; YU, S.; HUILI, C.; NANWEN, Z.; RENHUA, H. *Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages*. Science of the Total Environment, v. 407, n.10, p. 3385-3391, 2009.

## APÊNDICE - A

Composição do lixiviado bruto em valores unitários durante o período do estudo.

Identificação	pH	DQO	COT	N-NH <sub>3</sub>	Cl <sup>-</sup>	Condutividade	Alcalinidade	ST	SFT	SVT	SDT	SST
	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	μS.cm <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>
Primeira Semana	7,9	3.909	945,0	2.372	6.430	14.590	11.200	12.991	10.248	2.743	12.371	620
Segunda Semana	7,8	3.742	1569,0	2.077	2.000	15.740	12.700	12.380	10.390	1.990	11.210	1.170
Terceira Semana	8,0	2.250	867,0	2.733	3.900	15.450	9.120	8.684	7.068	1.616	8.234	450
Quarta Semana	7,9	3.151	813	1.940	3.300	15.245	9.700	10.103	8.114	1.989	-	-
Quinta Semana	7,8	4.402	1.719	1.896	4.000	14.397	11.100	10.572	8.531	2.041	-	-
Sexta Semana	7,9	6.725	2.999	2.156	4.700	15.895	11.900	13.001	10.881	2.120	-	-
Sétima Semana	8,1	1.652	-	1.848	3.900	17.450	9.300	8.870	6.939	1.931	7.690	1.180

## APÊNDICE - B

Composição dos condensados e concentrados resultantes da evaporação/destilação na primeira etapa.

Identificação do Lixiviado			pH	DQO mg.L <sup>-1</sup>	COT mg.L <sup>-1</sup>	N-NH <sub>3</sub> mg.L <sup>-1</sup>	Cl <sup>-</sup> mg.L <sup>-1</sup>	Condutividade μS.cm <sup>-1</sup>	Alcalinidade mg.L <sup>-1</sup>	ST mg.L <sup>-1</sup>	SFT mg.L <sup>-1</sup>	SVT mg.L <sup>-1</sup>	SDT mg.L <sup>-1</sup>	SST mg.L <sup>-1</sup>
			-											
A	Concentrado	120 °C	9,95	7.788	2.948	13	7.000	14.780	5.800	23.908	18.331	5.577	22.228	1.680
B	Concentrado	120 °C	9,98	7.354	2.397	11	5.000	14.910	5.960	24.933	20.873	4.060	23.063	1.870
C	Concentrado	120 °C	9,07	5.849	2.293	6	7.500	15.080	3.460	16.858	13.893	2.965	15.938	920
A	Concentrado	110 °C	9,87	7.155	2.923	11	9.000	14.300	4.400	21.625	18.462	3.163	19.415	2.210
B	Concentrado	110 °C	10,20	7.031	2.409	13	1.300	13.760	5.380	23.470	20.060	3.390	20.890	2.560
C	Concentrado	110 °C	9,77	4.244	2.031	10	6.500	15.550	3.170	16.896	13.728	3.168	15.717	1.180
A	Concentrado	102 °C	10,34	8.386	2.768	6	10.000	14.350	4.900	22.719	18.977	3.742	20.859	1.860
B	Concentrado	102 °C	10,58	7.712	2.205	6	5.000	15.010	5.100	21.428	19.053	2.375	19.038	2.390
C	Concentrado	102 °C	10,09	3.909	1.881	15	5.400	15.320	3.700	17.169	14.424	2.745	15.159	2.010
A	Condensado	120 °C	9,11	183	244	4.368	147	14.950	14.700	126	33	93	76	50
B	Condensado	120 °C	9,11	134	140	4.340	100	15.080	15.400	88	7	81	78	10
C	Condensado	120 °C	8,99	75	-	3.976	134,4	15.520	15.060	156	2	154	146	10
A	Condensado	110 °C	9,08	150	244	4.032	200	15.320	15.700	18	-	18	8	10
B	Condensado	110 °C	9,24	136	-	4.032	310	14.950	15.500	41	20	21	11	30
C	Condensado	110 °C	9,13	65	55	4.088	152	16.130	13.480	35	1	34	25	10
A	Condensado	102 °C	8,99	184	-	5.348	100	15.590	14.900	51	24	27	51	-
B	Condensado	102 °C	9,17	181	-	3.864	110	14.910	15.780	220	194	26	200	20
C	Condensado	102 °C	9,10	70	-	3.080	110	15.870	14.700	60	6	54	30	30

A- primeira semana; B - segunda semana; C - terceira semana